



**UNIVERSIDADE DE ÉVORA**

**ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS**

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**Dispersão de sementes por aves na galeria  
ripícola e matriz envolvente**

**Ana Patrícia da Silva Almeida**

Orientação: Professor Dr. Jaime Albino Ramos

Co-orientação: Professor Dr. João Eduardo Rabaça

**Mestrado em Biologia da Conservação**

Dissertação

Évora, 2016

**Mestrado em Biologia da Conservação**

**Dissertação**

**Dispersão de sementes por aves na galeria ripícola e matriz envolvente**

**Autora:** Ana Patrícia da Silva Almeida

**Orientador:** Professor Dr. Jaime Albino Ramos

**Co-orientador:** Professor Dr. João Eduardo Rabaça

**Évora, 2016**

## Agradecimentos

Agradeço primeiramente, e porque não poderia deixar de ser, aos meus pais que fizeram de mim aquilo que sou hoje, pelo amor e valores que me transmitiram, pela educação que me deram, apoiando todas as minhas decisões e sempre presentes quer nos fracassos, quer nos sucessos.

Ao Professor Dr. Jaime Ramos, meu orientador, o meu especial agradecimento pelos ensinamentos e conselhos, pelo acompanhamento e ajuda constante no meu percurso e pela paciência que sempre teve comigo, em todos os momentos.

À Marisa Gomes, minha proponente e companheira neste percurso, que me apresentou este tema de tese, partilhou o seu conhecimento e os seus dados comigo, e sempre me ajudou a ultrapassar todos os obstáculos.

Ao Professor Dr. João Eduardo Rabaça, meu co-orientador, agradeço pelos conselhos, apoio e motivação que sempre me deu, quer durante o ano curricular, quer durante a escrita da tese.

Aos meus avós que, apesar de fisicamente ausentes, estão sempre presentes pelo amor e valores que me legaram.

À minha tia, Luísa Maria Silva, que desde cedo despertou em mim o amor e a compaixão pelos animais, muito obrigada pelo carinho e ensinamentos.

Ao João Ricardo Ribeiro, meu namorado, amigo e companheiro, um muito obrigado pela preocupação, amor e suporte que sempre me deu ao longo deste percurso. Sempre presente nos dias bons e maus. Amo-te.

À Ana Rita Grácio, uma grande amiga, companheira na licenciatura, no mestrado, no autocarro e nos trabalhos em conjunto, sempre presente para ouvir as minhas parvoíces. Encontrar amigos com a mesma desordem mental não tem preço!

À Catarina Simões, uma grande amiga, em que a sua amizade foi uma das melhores coisas que este mestrado me deu, partilhando comigo o seu espaço, a sua amizade e a sua maneira especial de ser.

Aos meus grandes amigos, André Antunes, Joana Correia e Sara Batista, pela amizade, apoio e força que me deram durante todo este percurso.

A todos os meus professores, não só os da Universidade de Évora, mas todos os que desde o início da minha vida escolar e académica me transmitiram o seu precioso conhecimento, sempre necessário.

A todos os meus restantes familiares, amigos e colegas, que apesar de não mencionados, de alguma forma contribuíram para a concretização de mais uma importante etapa da minha vida.

Um muito, muito obrigado a todos.

## **Nota prévia**

A presente dissertação enquadra-se num dos capítulos da tese de Doutoramento em Biociências (Universidade de Coimbra) intitulada 'Aves na interface galeria ripícola – matriz florestal envolvente: uso do habitat e o papel em processos do ecossistema e serviços ecológicos' e desenvolvida por Marisa Isabel da Silva Gomes.

Este Doutoramento teve início no ano letivo de 2011-2012, orientado pelo Professor Dr. Jaime Albino Ramos do Departamento de Ciências da Vida, na Faculdade de Ciências e Tecnologias, da Universidade de Coimbra; e co-orientado pelo Professor Dr. João Eduardo Rabaça do Departamento de Biologia, no Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, da Universidade de Évora.

Parte dos dados, e a sua análise, utilizados para a realização desta dissertação irão também ser utilizados na tese de Doutoramento, anteriormente referida.

## Resumo

As galerias ripícolas são habitats com uma grande disponibilidade de recursos alimentares e abrigo para a fauna, estando entre os habitats mais importantes e vulneráveis do mundo. São uma fonte de produção de frutos, o que atrai muitos animais, como as aves frugívoras, que são os principais dispersores de sementes na bacia do Mediterrâneo. O objetivo principal deste estudo foi estudar os padrões de dispersão de sementes por aves na interface galeria ripícola-matriz florestal envolvente (Montado). Foram marcadas com fluorescência plantas-mãe produtoras de frutos, e utilizadas armadilhas para sementes e transectos, para a recolha dos dejetos de aves onde, posteriormente, se detetaram as sementes dispersadas. Constatou-se que a dispersão de sementes e a abundância de plantas-mãe foi superior a distâncias mais próximas da ribeira, diminuindo à medida que esta distância aumenta. A espécie mais dispersada foi *Smilax aspera* e as espécies com sementes de menor dimensão, foram dispersadas a uma maior distância da planta-mãe, provavelmente devido a este tipo de sementes permanecerem mais tempo no trato intestinal das aves. Os resultados deste estudo apresentam algumas implicações para a colonização da matriz adjacente por plantas produtoras de frutos.

**Palavras-chave:** aves frugívoras, dispersão de sementes, galeria ripícola, matriz florestal, planta-mãe.

## **Abstract**

### **‘Seed dispersal by birds in riparian gallery and surrounding matrix’**

Riparian galleries are habitats with a large availability food resources and shelter for animals, being among the most important and vulnerable habitats in the world. These zones are a great source of fruits attracting many animals, such as frugivorous birds, which are the main seed dispersers in the Mediterranean basin. The objective of this thesis is the study of seed dispersal patterns by birds, in the riparian gallery and in the surrounding forest matrix (Montado). Fruits of several plant species were used to collect bird droppings and detect fluorescent seeds in those droppings. Fruit abundance and seed dispersal were higher close to the stream, and decreased rapidly with an increase in distance from the stream. From all species, the most dispersed was *Smilax aspera* and species with smaller seed were found at a significantly larger distance from parents plants than species with large seeds. This can be explained by the fact that smaller seed stay longer in the intestinal tract of the birds. The results of this study present some implications for the colonization of freshly fruit plants from the riparian gallery into the adjacent matrix.

**Key-words:** frugivorous birds, seed dispersal, riparian gallery, forest matrix, parent plant.

<b>Agradecimentos.....</b>	<b>3</b>
<b>Nota prévia.....</b>	<b>4</b>
<b>Resumo.....</b>	<b>5</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>6</b>
<b>Índice.....</b>	<b>7</b>
<b>Lista de figuras.....</b>	<b>8</b>
<b>Lista de tabelas.....</b>	<b>10</b>
<b>1. Introdução.....</b>	<b>11</b>
1.1. Os ecossistemas ripícolas.....	11
1.2. A importância da galeria ripícola para a matriz florestal adjacente .....	12
1.3. A dispersão de sementes em zonas ripícolas e áreas florestais adjacentes.....	15
1.4. Objetivos do estudo.....	17
<b>2. Metodologia.....</b>	<b>18</b>
2.1. Área e espécies de estudo.....	18
2.2. Mapeamento das plantas-mãe produtoras de frutos.....	19
2.3. Marcação dos frutos.....	22
2.4. Recolha de dejetos.....	24
2.4.1. Armadilhas para a recolha de sementes.....	24
2.4.2. Transectos para a recolha de sementes.....	26
2.5. Análise dos dejetos.....	27
2.6. Análise dos dados.....	28
<b>3. Resultados.....</b>	<b>30</b>
3.1. Dispersão de sementes em relação à galeria ripícola.....	30
3.1.1. Sementes sem fluorescência recolhidas em armadilhas.....	30
3.1.2. Sementes com fluorescência recolhidas em armadilhas.....	34
3.1.3. Sementes recolhidas em transectos.....	40
3.2. Influência do tamanho do fruto e da semente na dispersão de sementes.....	46
<b>4. Discussão.....</b>	<b>48</b>
4.1. Avaliação da dispersão de sementes na galeria ripícola e matriz adjacente utilizando armadilhas e transectos.....	48
4.2. Influência da distância à ribeira e da distância à planta-mãe na dispersão de sementes.....	51
4.3. Considerações em termos de gestão.....	54
<b>5. Investigação futura.....</b>	<b>55</b>
<b>6. Referências bibliográficas.....</b>	<b>56</b>
<b>7. Anexos.....</b>	<b>65</b>

## Lista de figuras

Figura 1 - Segmento da galeria ripícola da Herdade da Mitra

Figura 2 - Ilustração da distância aproximada entre uma galeria ripícola e a matriz florestal

Figura 3 - Mapa da área de estudo com a localização das plantas-mãe e as armadilhas para sementes (*seed traps*), na época 2014/2015

Figura 4 - Mapa da área de estudo com a localização das plantas-mãe e as armadilhas para sementes (*seed traps*), na época 2015/2016

Figura 5 - Mapa da área de estudo com a localização dos transectos e as plantas-mãe, na época 2014/2015

Figura 6 - Mapa da área de estudo com a localização dos transectos e as plantas-mãe, na época 2015/2016

Figura 7 - *Smilax aspera* marcada com fluorescência vermelha

Figura 8 e 9 - Armadilhas para sementes (*seed traps*) situadas na galeria ripícola

Figura 10 - Mapa da área de estudo com as plantas-mãe e as armadilhas para sementes (*seed traps*), na época 2014/2015

Figura 11 - Mapa da área de estudo com as plantas-mãe e as armadilhas para sementes (*seed traps*), na época 2015/2016

Figura 12 - Vista de um segmento do transecto 3

Figuras 13 e 14 - Fotografias do mesmo dejetos sem e com luz negra, onde foi detetada fluorescência cor-de-laranja

Figura 15 - Comparação entre a percentagem de sementes disponíveis e dispersadas (detetadas em excrementos de aves recolhidos nas armadilhas para sementes), para cada espécie estudada, por classes de distância em relação à ribeira

Figura 16 - Percentagem de sementes com fluorescência dispersas entre as armadilhas de sementes e as plantas-mãe marcadas com fluorescência

Figura 17 - Comparação entre a percentagem de plantas marcadas e sementes recolhidas com fluorescência, por classes de distância em relação à ribeira



Figura 18 - Comparação da percentagem de sementes marcadas com fluorescência e destas as sementes que foram consumidas pelas aves (recolhidas nas armadilhas para sementes).

Figura 19 - Comparação entre a percentagem de sementes disponíveis e dispersadas no transecto 1 (detetadas em excrementos de aves), para cada espécie estudada, por classes de distância em relação à ribeira

Figura 20 - Comparação entre a percentagem de abundância e de dispersão de sementes, encontradas nos transectos 2 e 3

Figura 21 - Comparação entre os log dos valores observados e esperados, num teste chi-quadrado, do número de sementes de cada espécie de planta, encontradas nos transectos 2 e 3, paralelos à ribeira

Figura 22 - Número de sementes recolhidas com fluorescência nos três transectos

Figura 23 - Relação entre a distância de dispersão e a largura média das sementes para todas as espécies estudadas, exceto *Arbutus unedo* em que não se recolheram sementes

## **Lista de tabelas**

Tabela 1 - Espécies estudadas, número médio de sementes por fruto, largura média do fruto (mm), largura média da semente (mm) e respectivo desvio padrão

Tabela 2- Número de frutos, e respectivas sementes de cada espécie, marcados com fluorescência

Tabela 3 - Modelo linear generalizado para avaliar a influência da espécie, distância à ribeira e abundância de sementes num raio de 40m na presença/ausência de sementes registadas nas armadilhas

Tabela 4 - Modelo linear generalizado para avaliar a influência da espécie, distância à ribeira e abundância de sementes num raio de 40m na presença/ausência de sementes registadas nas armadilhas

Tabela 5 - Teste Kruskal-Wallis para avaliar as distâncias de dispersão entre as armadilhas e as plantas-mãe marcadas com fluorescência, entre as plantas-mãe e a ribeira e entre as armadilhas e a ribeira (m)

Tabela 6 - Espécies estudadas, número de sementes dispersas nos dois métodos realizados, largura média do fruto (mm), largura média da semente (mm) e respectivo desvio padrão

## 1. Introdução

### 1.1. Os ecossistemas ripícolas

As galerias ripícolas são formações lineares de espécies lenhosas arbóreas e arbustivas associadas às margens de um curso de água, constituindo um corredor de vegetação relativamente denso e fechado sobre o curso de água (Figura 1; Naiman *et al.*, 1993; Saab, 1999). As galerias ripícolas são ecossistemas com uma grande diversidade de fauna, flora e processos ambientais (Nilsson & Svedmark, 2002; Salinas & Casas, 2007). Estes ecossistemas são constituídos por habitats muito heterogêneos e com uma grande disponibilidade de recursos, fornecidos pela vegetação presente nas margens do curso de água, que proporciona recursos alimentares e abrigo para a fauna existente (Rodewald & Bakermans, 2006; Tabacchi *et al.*, 1998). Assim, encontram-se entre os sistemas terrestres mais ricos, dinâmicos e complexos (Jansson *et al.*, 2000; Naiman *et al.*, 1993).

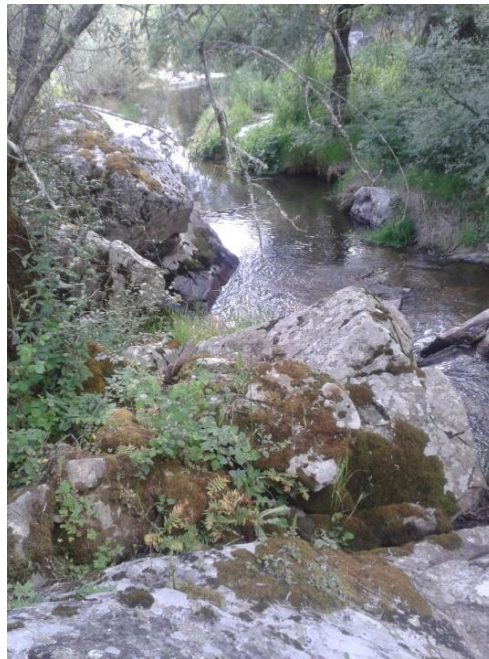


Figura 1 - Segmento da galeria ripícola da Herdade da Mitra (fotografia da autora)

A diversidade ecológica das galerias ripícolas está relacionada com os regimes variáveis de inundação, mudanças climáticas, altitude e a influência de áreas envolventes no corredor fluvial (Naiman & Décamps, 1997). O ambiente dinâmico resultante destes diversos mecanismos suporta diversos ciclos biogeoquímicos e uma grande variedade de organismos adaptados às perturbações existentes (Naiman & Décamps, 1993). Tal implica que este tipo de habitat esteja entre os habitats mais diversos e vulneráveis (Corbacho *et al.*, 2003; Sabo *et al.*, 2005).

As galerias ripícolas exercem um papel fundamental como rede de distribuição em grandes áreas, pois são paisagens chave na manutenção de ligações biológicas ao longo dos gradientes ambientais, tendo também um papel essencial na disponibilidade de água, planeamento da paisagem e no restauro ecológico de sistemas aquáticos (Klapproth & Johnson, 2009; Merritt *et al.*, 2010; Naiman & Décamps, 1997). Estas características sugerem que as zonas ribeirinhas são sistemas de regulação entre o meio aquático e terrestre (Sabo *et al.*, 2005), sendo indicadores da biodiversidade funcional existente (Borsato & Feiden, 2011) podendo fornecer os primeiros indícios de mudanças ambientais (Gregory *et al.*, 1991).

O valor ambiental dos ecossistemas ripícolas vai muito além do interesse para a conservação de habitats e espécies, pois estes fornecem um conjunto de serviços de ecossistemas tais como o controlo da qualidade da água e a estabilidade das margens, de grande importância nos períodos de inundação, quando ocorrem períodos de precipitação elevada no inverno (Geraldes & Teixeira, 2010; Magdaleno & Fernández-Yuste, 2013; Santos, 2010). Isto acontece pois os sedimentos arrastados pela corrente dos rios são, com frequência, a causa direta das inundações e havendo uma diminuição da velocidade da corrente os sedimentos são depositados no leito, contribuindo para a sua obstrução e subsequente inundação das áreas marginais, com eventuais prejuízos para culturas agrícolas e locais habitados (Fabião & Fabião, 2007). A vegetação ribeirinha retém uma importante quantidade de nutrientes minerais, sedimentos e substâncias poluentes provenientes das bacias de água que, de outra forma, poderiam entrar na água utilizada para atividades agrícolas ou para consumo humano, contribuindo para deteriorar a sua qualidade (Naiman *et al.*, 2005; Santos, 2010).

Hoje em dia, os ecossistemas naturais, em particular as galerias ripícolas, enfrentam múltiplas ameaças tais como a intensificação da agricultura, a urbanização e o impacto de espécies exóticas invasoras (Ferreira & Aguiar, 2006; Naiman *et al.*, 2005). A urbanização, em especial, teve efeitos significativos sobre os ambientes naturais, pois afeta severamente a estrutura do ecossistema, levando à perda de habitat, degradação e homogeneização, alterando a capacidade dos ecossistemas executarem as suas funções ecológicas (Molina *et al.*, 2004; Naiman *et al.*, 2005). Em muitos locais as galerias ripícolas foram destruídas ou profundamente alteradas, com destaque para a bacia do Mediterrâneo como consequência do uso milenar do território e, mais recentemente, da urbanização e agricultura intensiva (Ferreira & Aguiar, 2006).

## **1.2. A importância da galeria ripícola para a matriz florestal adjacente**

A vegetação é uma componente essencial das zonas ripícolas e em consequência da disponibilidade de água no solo, durante uma grande parte do ano, e da presença de

nutrientes transportados pela ribeira, o meio ribeirinho (a interface entre os meios aquático e terrestre) apresenta condições favoráveis para o estabelecimento de comunidades vegetais estruturalmente complexas, com uma elevada produtividade da biomassa e uma maior variedade de espécies, comparativamente à matriz florestal envolvente (Lavorel, 1999; Naíman *et al.*, 1993). Assim, as zonas ripícolas possuem desde árvores de grande porte a arbustos, sendo ricas em plantas produtoras de frutos, nomeadamente na região do Mediterrâneo (Ferreira & Aguiar, 2006). No verão, devido à complexidade e abundância de vegetação circundante, as galerias ripícolas proporcionam condições de frescura e humidade que não existem nas áreas florestais adjacentes, o que propicia condições ambientais adequadas para diversas comunidades faunísticas nestes locais (Fabião & Fabião, 2007; Saab, 1999).

As galerias ripícolas constituem, ainda, um importante recurso alimentar, pois são fonte de produção de frutos no final do verão/inverno, o que é mais um fator que contribui para que muitos animais, incluindo aves e mamíferos que são dispersores de sementes, estejam muito presentes nestes locais, podendo contribuir para explicar a dinâmica da vegetação ripícola e da área adjacente (Espírito-Santo *et al.*, 2000; Fabião & Fabião, 2007; Ferreira & Aguiar, 2006).

Ao longo do tempo e devido ao uso intensivo do solo durante séculos, as paisagens da Região Mediterrânica têm sofrido alterações, resultando em florestas muito fragmentadas e na redução das galerias ripícolas (Ferreira, 2001; Pereira *et al.*, 2015). As diferenças entre a vegetação presente nas zonas ripícolas e a matriz florestal envolvente podem ser acentuadas, pois a vegetação ripícola pode ser constituída por espécies de árvores, arbustos e herbáceas distintas das que se encontram na área envolvente (Fabião & Fabião, 2007; Ferreira & Aguiar, 2006).

As comunidades vegetais presentes na matriz florestal adjacente à galeria ripícola, em ambientes mediterrânicos, caracterizam-se por apresentar menor complexidade estrutural e uma composição florística menos diversa do que a da galeria ripícola (Aguiar *et al.*, 2000; Herrera & García, 2008). Muitos dos processos ecológicos que ocorrem na matriz envolvente dependem da biodiversidade e dos processos ecológicos que ocorrem na galeria ripícola (Herrera & García, 2008; Saab, 1999), nomeadamente para a sua colonização vegetal, pois as galerias ripícolas são uma importante fonte de sementes (Herrera & García, 2008). Dado que a matriz envolvente muitas vezes se encontra profundamente alterada, a galeria ripícola pode ser importante para o funcionamento e reabilitação ecológica da matriz (Aguiar *et al.*, 2000; Herrera & García, 2008).

Estudos recentes têm destacado a importância das galerias ripícolas, como tendo uma grande influência na estrutura e função ecológica, tanto devido às características intrínsecas da zona ripícola, como do próprio ecossistema (Belmar *et al.*, 2013; Sabater *et al.*, 2000). Os ecossistemas ripícolas são, muitas vezes, dissipadores de nutrientes

das águas de escoamento (Pinay *et al.*, 1992), porque os nutrientes dissolvidos que entram através da corrente superficial e do subsolo, podem ser removidos pela matriz florestal e por processos microbianos no solo (Komor & Magner, 1996). Embora diversos estudos tenham mostrado que as matrizes florestais adjacentes às galerias ripícolas desempenham um papel importante como filtros laterais de nutrientes provenientes de zonas mais altas, a sua função primordial incide na modificação da magnitude longitudinal no transporte e retenção de nutrientes (Sabater *et al.*, 2000). A vegetação ripícola na Península Ibérica constitui um elemento central na paisagem mediterrânica, porque suporta muitas comunidades bióticas num ambiente em que, sazonalmente, há falta de água (Gasith & Resh, 1999).

Devido às suas características, as galerias ripícolas atraem muitos animais dispersores de sementes, nomeadamente as aves frugívoras, que são os principais dispersores de sementes na bacia do mediterrâneo (Machtans *et al.*, 1996), pois ao se alimentarem de frutos e por meio da regurgitação e/ou defecação, permitem a germinação das sementes contidas nos dejetos (Debussche & Isenmann, 1992; Martínez del Río & Restrepo, 1993).

Num estudo realizado no Alentejo central, num ecossistema de Montado foi possível identificar a existência de três tipos de aves típicas deste tipo de ecossistema, sendo elas: 8 espécies de aves que habitam na galeria ripícola (por exemplo *Sylvia atricapilla* ou *Luscinia megarhynchos*), 6 espécies de aves na matriz florestal (por exemplo *Cyanistes caeruleus* ou *Parus major*) e 5 espécies de aves na interface entre a galeria ripícola e a matriz florestal (por exemplo *Sylvia melanocephala* ou *Emberiza calandra*) (Pereira *et al.*, 2014). Foi possível ainda perceber que a riqueza específica é mais elevada na galeria ripícola, comparativamente com a riqueza específica da matriz florestal adjacente (Pereira *et al.*, 2014; Pereira *et al.*, 2015).

Apesar destas espécies de aves ocorrerem preferencialmente em determinada área, elas vagueiam pela zona que abrange a galeria ripícola e a matriz florestal, em especial as aves que habitam na matriz e que podem ter um papel na dispersão de sementes, através das suas deslocações à galeria ripícola para se alimentarem de frutos. Ao regressarem à matriz florestal, defecam nesta zona e promovem uma colonização vegetal da mesma (Cruz *et al.*, 2013; Herrera, 1984a). As comunidades de aves dispersoras de zonas temperadas dispersam sementes quase continuamente durante todo o ano, verificando-se um pico acentuado no outono, o qual pode ser alargado até ao inverno, no contexto europeu (Debussche & Isenmann, 1992).

Ainda que o seu valor biológico seja elevado, os ecossistemas ripícolas raramente foram incluídos no planeamento sistemático de conservação, e estão cada vez mais ameaçados por atividades humanas e por espécies invasoras, especialmente na região do Mediterrâneo (Nel *et al.*, 2009). Nomeadamente o seu papel na dispersão de

sementes, e consequente importância na dinâmica da vegetação envolvente, está muito pouco estudado (Nel *et al.*, 2009).

### **1.3. A dispersão de sementes em zonas ripícolas e áreas florestais adjacentes**

A preservação a longo prazo de uma grande variedade de habitats em todo o mundo depende de interações mutualistas entre diferentes organismos (Howe, 1993; Tellería *et al.*, 2005). Por exemplo, muitos animais desempenham um papel direto na reprodução de muitas plantas, ao garantir a sua polinização ou a dispersão das suas sementes (Herrera & Pellmyr, 2002; Peredo *et al.*, 2013; Schupp, 1993). Uma importante consequência da ingestão de frutos pelos animais e consequente dispersão de sementes, é o efeito regenerativo natural da paisagem que este mecanismo permite (Fleming & Kress, 2013; Grunewald *et al.*, 2010; Jordano *et al.*, 2007). É, também, perceptível que espécies de plantas são mais consumidas em determinadas áreas e, por conseguinte, quais as que constituem um recurso mais abundante (Rosalino *et al.*, 2010).

Assim, a dispersão de sementes é um processo de grande importância que liga sucessivas gerações de plantas e influencia a dinâmica da vegetação (Heleno *et al.*, 2011; Nathan & Muller-Landau, 2000). Com este mecanismo é possível perceber de que forma as sementes chegam a habitats adequados para a sua germinação e de como este processo aumenta a probabilidade de sobrevivência e estabelecimento das plantas (Hampe, 2004; Heleno *et al.*, 2011), mesmo tratando-se de pequenas subpopulações isoladas (Brooker *et al.*, 1999).

A dispersão de organismos numa paisagem é um fator determinante para a dinâmica e estrutura do ecossistema. Porém ainda existem limitações relativamente ao estudo do mecanismo de dispersão de sementes, por exemplo, pode ser difícil rastrear todos os destinos das sementes que são dispersas numa dada área (Johansson *et al.*, 1996). Por esta razão, num dos estudos realizados dentro desta temática, foi considerado o resultado cumulativo da dispersão na vegetação, tendo em conta a abundância e distribuição das espécies, em que foram discutidas as bases ecológicas dos diferentes mecanismos de dispersão das plantas (Zamora & Matías, 2014), em termos de disponibilidade de agentes dispersores, tamanho da semente e outros constrangimentos ecológicos (Jordano, 1984; Wilson *et al.*, 1990). O tamanho da semente é sugerido como sendo um fator ecológico de grande importância para a evolução de mecanismos de dispersão, como por exemplo nos géneros *Vaccinium* spp. e *Sorbus* spp. estudados por Wilson *et al.* (1990). Tendo em conta que as correntes fluviais são consideradas importantes corredores de dispersão dentro da paisagem, é de salientar que existe uma relação positiva entre a capacidade de dispersão das sementes e ocorrência de espécies na galeria ripícola, pois no estudo de Johansson *et al.* (1996), foi demonstrado que a dispersão ao longo das linhas de água influenciam as espécies ripícolas e promovem uma explicação para os padrões de distribuição das

espécies e da sua dispersão. Por isso, as linhas de água são consideradas muito importantes para manter a biodiversidade regional (Johansson *et al.*, 1996).

A dispersão de sementes permite, assim, que ocorra um restauro ecológico ao restabelecer os padrões e processos ecológicos que foram destruídos pela atividade humana (Crawley, 2000; Howe & Miriti, 2004; Parejo *et al.*, 2014). A agricultura intensiva e o pastoreio a longo prazo não só interferem nas comunidades de espécies vegetais, como também destroem os bancos de sementes que permitem a ocorrência da reflorestação local (Howe & Miriti, 2004). O restauro ecológico efetivo cria corredores de habitats em redor da vegetação remanescente, permitindo a sua conectividade, e aumentando, assim, os movimentos dos polinizadores e dispersores, de que as plantas dependem para o seu ciclo de vida (Tewksbury *et al.*, 2002). Em geral, as comunidades de vegetação ripícola são compostas por espécies de plantas especializadas e adaptadas às perturbações ambientais, como por exemplo as inundações, dentro de uma matriz florestal menos especializada e sujeita a menos perturbações (Corbacho *et al.*, 2003; Naiman & Décamps, 1997). Isto implica que este tipo de vegetação se tenha adaptado ao longo do tempo a vários mecanismos de dispersão de sementes, o que torna perceptível os padrões de distribuição das espécies vegetais, através da estrutura das comunidades ribeirinhas (Bartuszevige & Gorchoy, 2006; Naiman & Décamps, 1997).

Devido à importância ecológica da dispersão de sementes, alguns investigadores começaram por utilizar um método de verificação de dispersão de sementes, utilizando microesferas fluorescentes, que apresentou algumas limitações, pois revelou-se um processo muito dispendioso e nem sempre era possível fazer a recolha de tais microesferas das fezes das aves e a fluorescência era facilmente degradada pela luz solar, o que dificultava a sua posterior deteção (Levey & Sargent, 2000).

Face a estes contratempos, Levey *et al.* (2005) decidiram alterar o método de utilização de microesferas fluorescentes, para a utilização de pó fluorescente. O processo tornou-se menos dispendioso, o pó não se degradava com tanta facilidade e era mais visível nas fezes de aves recolhidas, o que possibilitou a identificação da presença ou não de sementes e de partículas de pó fluorescente nas fezes, percebendo qual a origem das mesmas, pois os frutos foram pulverizados com determinada cor e a localização da planta-mãe cartografada (Levey *et al.*, 2005).

Neste estudo, iremos utilizar dois métodos para estudar os padrões de dispersão de sementes que serão eles encontrar as sementes em armadilhas e transectos, adequados para o efeito, e a deteção de fluorescência nas sementes dispersas pelas aves.



#### **1.4 Objetivos do estudo**

O objetivo principal desta tese de mestrado é estudar os padrões de dispersão de sementes por aves na interface galeria ripícola-matriz envolvente, de modo a determinar a influência da galeria ripícola nos padrões de dispersão de sementes em sistemas ribeirinhos e nas áreas adjacentes, que muitas vezes se encontram profundamente alterados e necessitam de um restauro ecológico, possibilitado pela dispersão de sementes. Para atingir este objetivo abordamos três questões: 1) quais as espécies de plantas com maior capacidade de dispersão pelas aves; 2) a que distância da planta-mãe e da ribeira as sementes são dispersadas pelas aves; e 3) qual a influência do tamanho do fruto e das sementes na distância a que estas são dispersas pelas aves. Tal como já demonstrado noutros trabalhos (Cruz *et al.*, 2013; Johansson *et al.*, 1996; Levey *et al.*, 2005; Naiman & Décamps, 1997) é esperado que haja uma maior dispersão de sementes junto da planta-mãe. Espera-se, ainda, uma maior dispersão de sementes junto da galeria ripícola, onde a abundância de plantas com frutos é superior e, como consequência, uma diminuição na dispersão de sementes à medida que a distância da zona ripícola aumenta em relação à matriz florestal.

## 2. Metodologia

### 2.1. Área e espécies de estudo

Em áreas do centro e sul da Península Ibérica, a interferência humana em florestas de sobreiros e azinheiras densas e contínuas moldaram o que agora conhecemos por montados portugueses (Pinto-Correia *et al.*, 2011). O montado é um sistema florestal em que a intervenção humana pode promover um enriquecimento da biodiversidade, se for praticada uma gestão adequada (Pereira *et al.*, 2015). Atualmente, este sistema inclui um conjunto de subsistemas agrícolas, silvícolas e pastoris, com uma camada arbustiva reduzida e com o objetivo de promover a cultura de cereais, a criação de gado e/ou a produção suberícola (nos montados de sobreiro) criando assim uma matriz heterogênea de diferentes densidades de árvores (Ferreira, 2001; Pinto-Correia & Mascarenhas, 1999), formando um mosaico cruzado por corredores naturais, como as galerias ripícolas (Figura 2; Pereira *et al.*, 2014).

A área de estudo foi na Herdade da Mitra, um pólo da Universidade de Évora, a 12 km de Évora (Mitra-Nature, 2014). A Herdade da Mitra tem uma área de 286ha e é limitada a norte e oeste pelas ribeiras de Valverde e de Peramanca, a leste pela Herdade da Alfarrobeira e a sul pela Herdade do Barrocal (Mitra-Nature, 2014). Em particular, o local de estudo foi na galeria ripícola junto à ribeira de Valverde (com uma área de aproximadamente 4ha), com extensão para a matriz florestal envolvente (com uma área de aproximadamente 6ha).

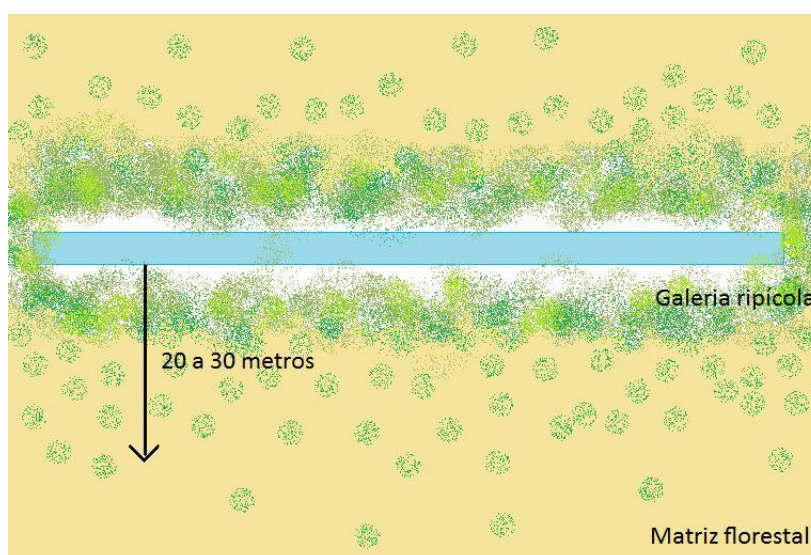


Figura 2 - Ilustração da distância aproximada entre uma galeria ripícola e a matriz florestal (ilustração da autora)

Para este estudo, as espécies vegetais estudadas foram: *Smilax aspera* (salsaparrilha-do-reino), *Pistacea lentiscus* (aroeira), *Olea europaea var. sylvestris* (zambujo), *Myrtus*

*communis* (murta), *Rubus ulmifolius* (amoreira) e *Arbutus unedo* (medronheiro), que florescem na primavera e frutificam no verão, outono ou inverno (com exceção de *S. aspera* e de *A. unedo* que florescem no outono). Estas espécies foram selecionadas com base num inventário que antecedeu este estudo e que revelou serem estas as plantas produtoras de frutos mais abundantes na região. Adicionalmente, todas elas são de grande importância para a dieta das aves na época do outono/inverno (Herrera, 1984a; Jordano, 1986)

As espécies vegetais objeto de estudo têm períodos definidos de disponibilidade de frutos variando de um a cerca de cinco meses e todas elas tendem a amadurecer os seus frutos no final do verão e no outono, independentemente do tempo de floração. (Herrera, 1984b; Traveset *et al.*, 2001a; Verdú & García-Fayos, 2000). No caso da *S. aspera* e da *A. unedo*, os frutos amadurecem durante o período de floração, sendo assim, o produto das flores do ano anterior (Herrera, 1984b).

Para quantificar a quantidade de sementes presente em cada fruto, foi feita uma colheita de 30 frutos maduros de cada espécie, onde foram contabilizados o tamanho médio do fruto e da semente de cada espécie e o número de sementes de cada fruto, sendo feita posteriormente uma média do número de sementes. Porém, também foi realizado um cruzamento de dados com outros trabalhos científicos, onde foram estudadas as mesmas espécies de flora, numa área de estudo similar (Tabela 1).

Tabela 1 - Espécies estudadas, número médio de sementes por fruto, largura média do fruto (mm), largura média da semente (mm) e respetivo desvio padrão (Fuentes, 1994; Herrera, 1981; Rodríguez-Pérez *et al.*, 2005; Traveset *et al.*, 2001a; Traveset *et al.*, 2001b).

Nome comum	Nome científico	Número de sementes por fruto (média)	Largura do fruto (mm)	Largura da semente (mm)
Salsaparrilha-do-reino	<i>Smilax aspera</i>	2 ± 1	7,3 ± 0,6	3,4 ± 0,4
Aroeira	<i>Pistacea lentiscus</i>	1 ± 0	5,3 ± 0,7	3,7 ± 0,5
Zambujo	<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	1 ± 0	8,8 ± 0,5	5,8 ± 0,5
Murta	<i>Myrtus communis</i>	5 ± 3	8,5 ± 0,1	2,5 ± 0,1
Amoreira	<i>Rubus ulmifolius</i>	37 ± 9	14,6 ± 1,1	1,8 ± 0,2
Medronheiro	<i>Arbutus unedo</i>	48 ± 7	17,7 ± 3,8	1,5 ± 0,2

## 2.2. Mapeamento das plantas-mãe produtoras de frutos

O mapeamento das plantas-mãe permitiu determinar a quantidade de espécies produtoras de frutos existente no local e a sua abundância. Assim, a área total de estudo tem cerca de 10ha (calculado através do Sistema de Informação Geográfica Quantum GIS versão Lisboa 1.8.0), incluindo a galeria ripícola (4ha) e a matriz florestal

envolvente (6ha). A distância máxima perpendicular à ribeira, onde se realizou o estudo, foi cerca de 200m.

O trabalho de campo na galeria ripícola foi efetuado na margem direita da ribeira, pois não foi possível transitar para a margem esquerda. Na época verão/outono, em que o caudal da linha de água é menor, foi possível marcar e estudar um indivíduo de *Rubus ulmifolius* a cerca de 4m da ribeira, que foi a distância mínima de estudo em relação à mesma. A distância máxima perpendicular à ribeira foi cerca de 200m, em que foram encontradas sementes de *Smilax aspera*, *Olea europaea* var. *sylvestris* e *R. ulmifolius*.

Foram registadas as localizações de todas as plantas-mãe, das armadilhas para sementes (*seed traps*) e dos transectos no Sistema de Informação Geográfica Quantum GIS (versão Lisboa 1.8.0) (Figuras 3, 4, 5 e 6). Foram realizados a marcação de cada indivíduo produtor de frutos no GPS e o registo da abundância de frutos. Estes dados foram avaliados mensalmente, sendo a primeira época de frutificação entre os meses de setembro de 2014 a fevereiro de 2015 e a segunda época de frutificação de agosto de 2015 a novembro de 2015. Isto foi feito mensalmente, porque existem sempre variações no número de frutos de cada planta-mãe devido à ingestão de frutos por parte das aves (e outros animais) e/ou outros fatores que levem à redução dos mesmos. A colheita dos dados de abundância dos frutos foi feita através de subamostragem (devido à grande quantidade de frutos, na grande parte dos casos), que consistiu em contar uma parte dos frutos e extrapolar para o resto da planta-mãe.

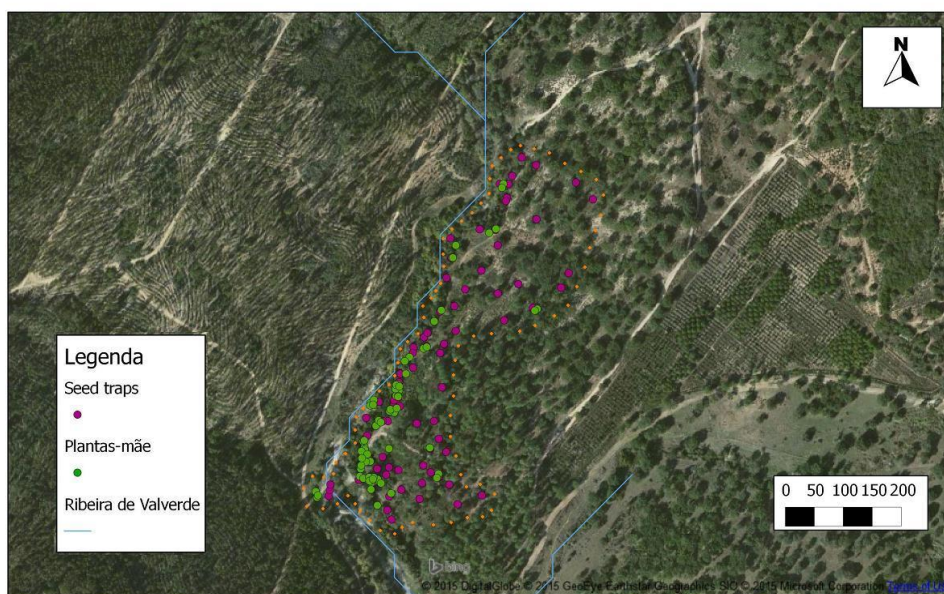


Figura 3 - Mapa da área de estudo (a tracejado) com a localização das plantas-mãe e as armadilhas para sementes (*seed traps*), na época 2014/2015



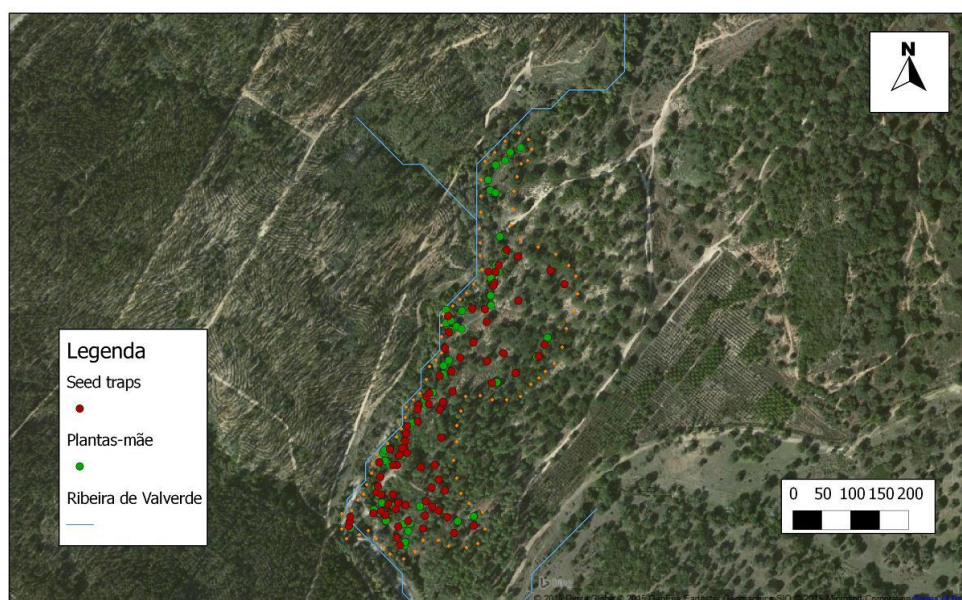


Figura 4 - Mapa da área de estudo (a tracejado) com a localização das plantas-mãe e as armadilhas para sementes (*seed traps*), na época 2015/2016

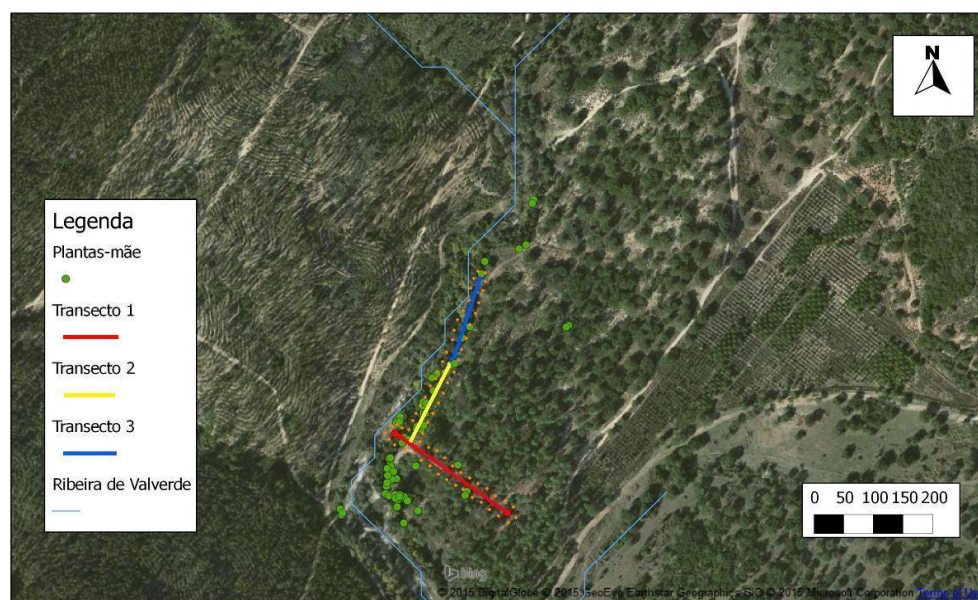


Figura 5 - Mapa da área de estudo com a localização dos transectos (a tracejado) e as plantas-mãe, na época 2014/2015

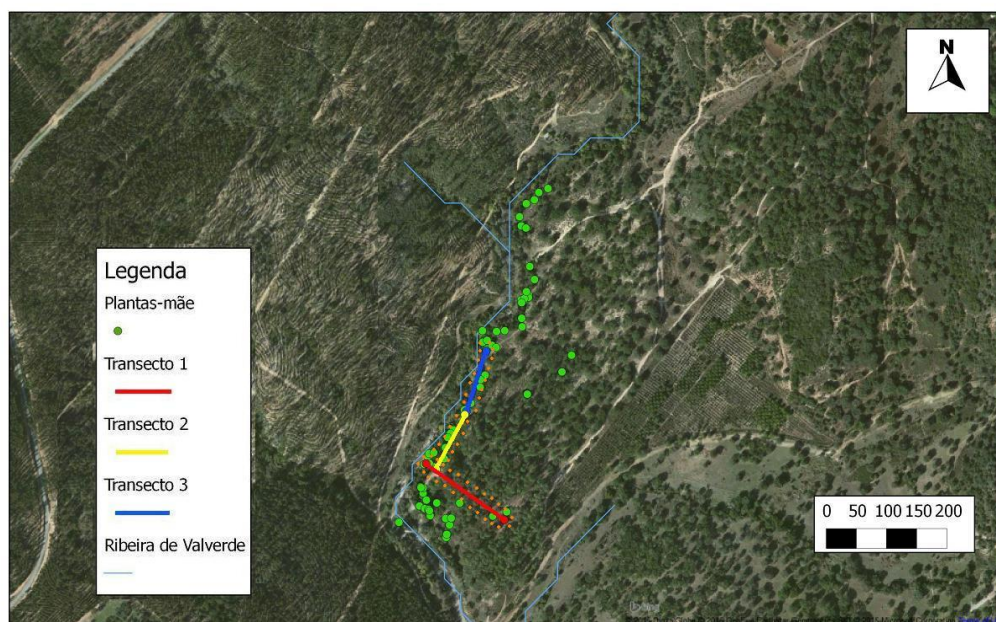


Figura 6 - Mapa da área de estudo com a localização dos transectos (a tracejado), as plantas-mãe, na época 2015/2016

### 2.3. Marcação dos frutos

A marcação dos frutos foi o método utilizado para se determinar como ocorre a dispersão de sementes na interface área ripícola-matriz envolvente. Para isso foi, primeiramente ensaiado em agosto de 2014, um método em que foram utilizadas missangas, de diferentes cores e com uma dimensão bastante reduzida (cerca de 1mm), de modo a que o fruto não ficasse muito alterado e danificado, para que as aves consumissem esses frutos tão naturalmente quanto possível (Herrera *et al.*, 2015). As missangas foram, então, cosidas no tegumento dos frutos (com linha e agulha) ou introduzidas no interior dos mesmos, com o auxílio de uma agulha (Herrera *et al.*, 2015). A diferença no método entre coser e introduzir a missanga está relacionada com a dimensão do fruto e da sua semente, isto é, no caso de termos um fruto como o de *Olea europaea* var. *sylvestris* é mais fácil coser a missanga (pois a semente ocupa muito espaço no seu interior), enquanto que se estivermos na presença de um fruto de *Arbutus unedo* ou de *Myrtus communis*, então é preferível a introdução da missanga no seu interior, pois as suas sementes não ocupam tanto espaço no interior da missanga. Assim, na mesma planta-mãe, foram marcadas o maior número de frutos possível, sempre utilizando o mesmo tipo e cor de missanga, na respetiva planta-mãe.

Contudo, este método não se verificou viável, pois grande parte dos frutos ficavam danificados com a marcação, perdendo a sua vitalidade e verificando-se que os frutos marcados não eram escolhidos pelas aves para se alimentarem. Esta marcação é,



também, um processo moroso e muito minucioso, o que não se traduz no resultado esperado, pois não foi recuperada qualquer missanga nos dejetos das aves.

Deste modo, foi adotado um segundo método de marcação dos frutos, utilizado por Levey *et al.* (2005) em que pulverizaram os frutos com uma mistura de água e pó fluorescente de diferentes cores e depois montaram armadilhas para sementes (*seed traps*), onde os dejetos das aves eram recolhidos (Levey *et al.*, 2005). Neste trabalho, foi utilizado pó fluorescente (Pigmento Fluorescente *Holi Powder Color Run*, código do artigo 90, fabricante *WeGlow*), de 6 cores diferentes (amarelo, azul, cor-de-laranja, cor-de-rosa, verde e vermelho), diluído em água e pulverizado diretamente nos frutos. No fim da pulverização, cada planta ficou com os seus frutos marcados com uma cor diferente, sendo possível verificar posteriormente, de que planta-mãe deriva a semente que estiver presente no dejetos (Figura 7; Levey *et al.*, 2005). No total foram marcados cerca de 29574 frutos com fluorescência e cerca de 53355 sementes, passíveis de serem detetadas com fluorescência (Tabela 2).

As cores não foram repetidas dentro da mesma espécie, de modo a ser possível determinar com a máxima exatidão, a distância de dispersão de cada planta-mãe. Este método provou-se viável, pois verificou-se que a vitalidade dos frutos não foi afetada pela mistura de água e pó fluorescente pulverizada sobre estes. Para além disso, é um método simples, expedito e pouco dispendioso, com a vantagem acrescida de ser de fácil deteção nos dejetos das aves e de já ter sido utilizado em estudos similares (Levey *et al.*, 2005).



Figura 7 - *Smilax aspera* marcada com fluorescência vermelha (fotografia de Marisa Gomes)

Tabela 2- Número de frutos, e respectivas sementes de cada espécie, marcados com fluorescência (assumindo que todas as sementes do fruto ficaram marcadas com fluorescência)

Fluorescência	Espécies					
	<i>Smilax aspera</i>	<i>Pistacea lentiscus</i>	<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	<i>Myrtus communis</i>	<i>Rubus ulmifolius</i>	<i>Arbutus unedo</i>
Amarela	162 (324)	3140	30	60 (300)	10 (370)	11 (528)
Azul	260 (520)	5600	0	25 (125)	555 (2775)	22 (1056)
Cor-de-laranja	800 (1600)	3000	46	48 (240)	740 (3700)	0
Cor-de-rosa	710 (1420)	4500	160	0	170 (6290)	45 (2160)
Verde	700 (1400)	2500	0	0	0	22 (1056)
Vermelha	517 (1034)	5600	6	35 (175)	100 (3700)	0

## 2.4. Recolha de dejetos

### 2.4.1. Armadilhas para a recolha de sementes

A recolha dos dejetos foi efetuada através de armadilhas para sementes (*seed traps*), que consistem em porções retangulares de tecido branco, preso a ramos de árvores e arbustos, por fio de norte, nos quatro cantos, de forma a obter uma tensão suficiente que permita a maximização da área ocupada pela armadilha, com o cuidado de permitir que se forme uma depressão, onde seja possível o depósito dos dejetos e a sua posterior recolha (Figuras 8 e 9).



Figura 8 e 9 - Armadilhas para sementes (*seed traps*) situadas na galeria ripícola (fotografias da autora)



No total foram instaladas 81 armadilhas para sementes, distribuídas entre a galeria ripícola (44 armadilhas) e a matriz envolvente (37 armadilhas; Figuras 10 e 11). As armadilhas para sementes foram instaladas em ramos de árvores ou arbustos estratégicos, onde se observou uma grande atividade de aves e a várias distâncias a partir da galeria ripícola (a distância média entre as armadilhas é de 45m, a distância mínima à ribeira foi de 4m e a distância máxima à ribeira de 134m). Para a análise dos dados foram utilizadas 3 classes de distância à ribeira: 0-40m (47 armadilhas), 41-80m (18 armadilhas) e distâncias superiores a 80m (16 armadilhas). Os dejetos depositados nas armadilhas foram recolhidos com uma periodicidade semanal.

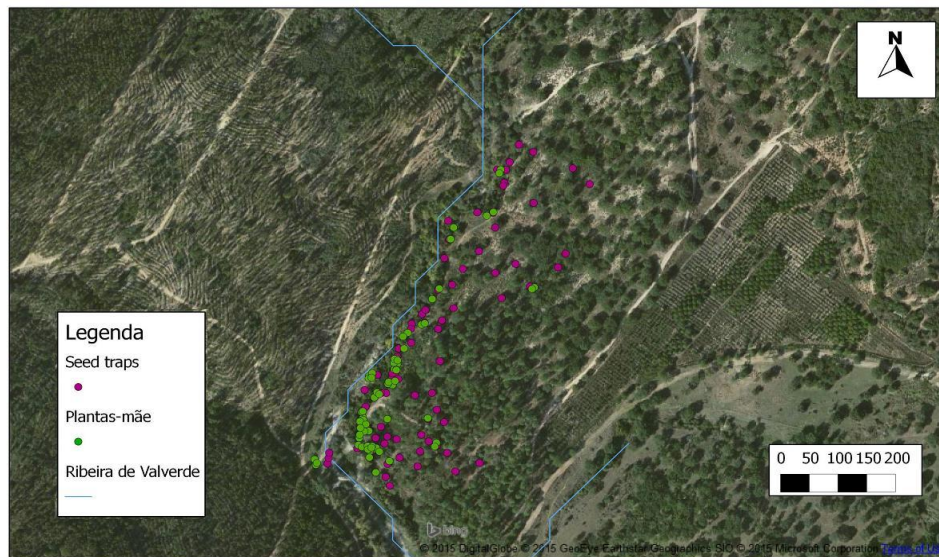


Figura 10 - Mapa da área de estudo com as plantas-mãe e as armadilhas para sementes (*seed traps*), na época 2014/2015

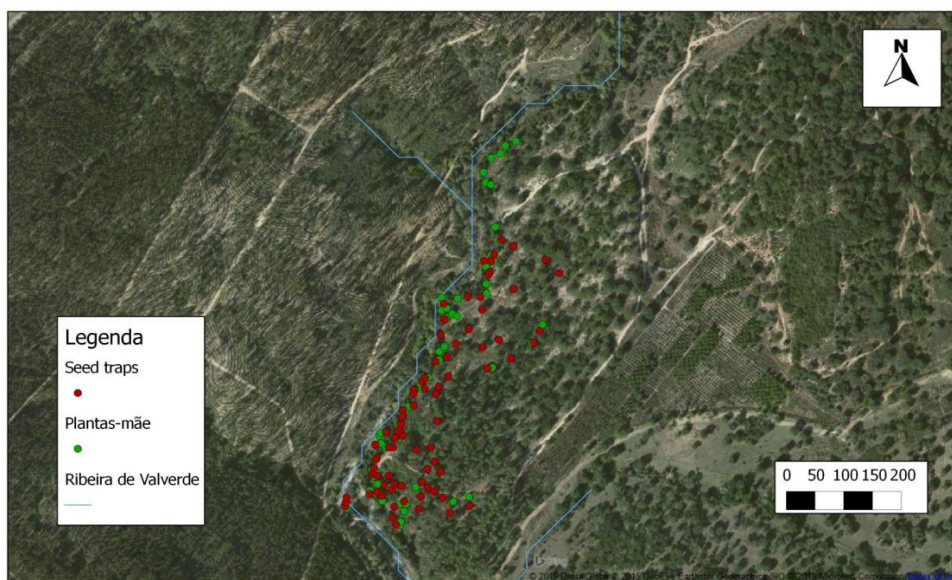


Figura 11 - Mapa da área de estudo com as plantas-mãe e as armadilhas para sementes (*seed traps*), na época 2015/2016

#### 2.4.2. Transectos para a recolha de sementes

Para aumentar o tamanho da amostra de matéria fecal, foram realizados 3 transectos pedestres, de forma a cobrir a região entre a galeria ripícola e a matriz envolvente, com especial intensidade nas zonas em torno das armadilhas para sementes, como nas rochas, árvores e arbustos (mais propriamente nas folhas).

O transecto 1 foi estabelecido perpendicularmente à galeria ripícola, com uma largura de cerca de 2m e um comprimento de cerca de 150m estendendo-se desde a linha de água até à matriz florestal envolvente.

Os transectos 2 e 3 foram estabelecidos paralelamente à galeria ripícola, pois verificou-se que existia maior quantidade de material fecal perto da galeria, do que na matriz florestal, dada a maior abundância de plantas com frutos ao longo da galeria ripícola (Figura 12). Os transectos 2 e 3 tinham cerca de 100m de comprimento cada e 2m de largura. Por isso os dados do transecto 1 foram tratados de forma diferente dos transectos 2 e 3.

O percurso foi realizado em ziguezague em todos os transectos, de modo a maximizar a área de terreno monitorizado. O esforço de amostragem foi semanal, sendo os transectos realizados no mesmo dia que a monitorização das armadilhas para sementes.



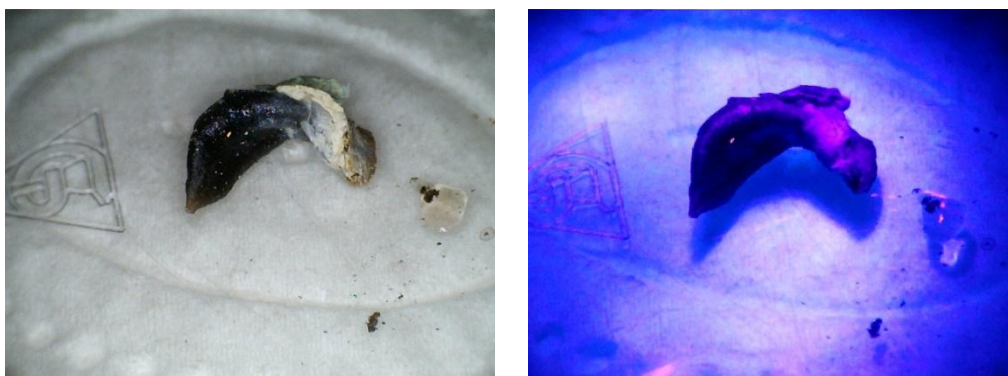
Figura 12 - Vista de um segmento do transecto 3 (fotografia da autora)

## 2.5. Análise dos dejetos

A posterior análise dos dejetos recolhidos quer nas armadilhas de sementes quer nos transectos pedestres, foi realizada com o auxílio de uma placa de Petri, em que os dejetos dissolvidos com uma gota de água foram examinados com cuidado para retirar as sementes, que foram depositadas individualmente em tubos de *Eppendorf* para posterior identificação em laboratório. A identificação das sementes foi efetuada utilizando uma coleção de referência constituída por sementes das espécies produtoras de frutos que ocorrem na área de estudo.

Relativamente à deteção de fluorescência, tal foi possível com a utilização de uma lanterna de luz negra (num espaço com ausência de luz branca), em que a fluorescência foi detetada na película do fruto e também na semente propriamente dita (Figuras 13 e 14).

Todos os dados recolhidos foram registados numa base de dados, num ficheiro Excel (em que constam elementos referentes a cada amostra recolhida, como a data, número da armadilha onde foi encontrado o dejetos, a espécie, a presença/ausência de fluorescência, quantidade de sementes e notas pertinentes) para posterior utilização na análise dos dados.



Figuras 13 e 14 - Fotografias do mesmo dejetos sem e com luz negra, onde foi detectada fluorescência cor-de-laranja (fotografias da autora)

## 2.6. Análise dos dados

Os dados foram recolhidos em duas épocas de frutificação, sendo a primeira época de setembro de 2014 a fevereiro de 2015 e a segunda época de agosto de 2015 a novembro de 2015, e foram analisados em conjunto. Isto porque a análise exploratória dos dados revelou padrões muito semelhantes para ambas as épocas, pelo que os resultados não foram influenciados por ter sido adotado este critério de análise.

A única diferença que se verificou entre as épocas foi relativamente à espécie *Rubus ulmifolius*, que por se ter começado o estudo em setembro de 2014, não se recolheram sementes na primeira época de frutificação, pois esta espécie frutifica essencialmente em agosto. Contudo, esta diferença foi colmatada com os resultados da segunda época de frutificação, em que foram recolhidas 44 sementes de *R. ulmifolius*, nas armadilhas para sementes.

Posteriormente, para analisar a dispersão de sementes relativamente à galeria ripícola e às plantas-mãe foram calculados quatro tipos de distâncias utilizando o Sistema de Informação Geográfica Quantum GIS (versão Lisboa 1.8.0): a distância entre as plantas-mãe face à ribeira, a distância entre as armadilhas de sementes face à ribeira, a distância entre o transecto 1 face à ribeira e a distância entre as plantas-mãe e as armadilhas de sementes. No tratamento de dados para o transecto 1, para avaliar a distância a que as sementes são dispersadas em relação à ribeira e à planta-mãe, todas as sementes recolhidas foram agrupadas por classes de distância com uma amplitude de 40m (0-40, 41-80, 81-120 e assim sucessivamente). Não foram calculadas as distâncias entre os transectos 2 e 3 e a ribeira, pois sendo estes paralelos à linha de água, têm ambos a mesma distância (cerca de 20m), o que não é relevante para a interpretação dos seus dados.

Como cada espécie estudada tem um número variado de sementes em cada fruto, os dados da abundância dos frutos foram convertidos em abundância de sementes por fruto, para cada espécie, de modo a ficarem na mesma ordem de grandeza que o



número de sementes recolhidas nas armadilhas de sementes e nos transectos (Tabela 3; Rosalino *et al.*, 2010; Verdú & García-Fayos, 2000).

Também foi utilizado o programa Statsoft Statistica (versão 7.0.61.0 EN), em que foram utilizados dois testes chi-quadrado, um utilizando os dados recolhidos nas armadilhas para sementes, em que não foi detetada fluorescência, onde foi comparado o número de sementes encontradas nos dejetos com a sua abundância num raio de 40m. Foi testada a hipótese nula de que as sementes deveriam ser dispersas de acordo com a sua abundância. De igual forma, foi avaliado se a dispersão de sementes das espécies, *Smilax aspera*, *Pistacea lentiscus*, *Olea europaea var. sylvestris* e *Myrtus communis* encontradas nas armadilhas foi proporcional à sua abundância, conforme a distância à ribeira. Foram utilizadas três classes de distância (0-40m, 41-80m e >80m). Não foi efetuado teste para as espécies *Rubus ulmifolius* e *Arbutus unedo*, porque a primeira apenas foi dispersada na classe de distância junto à ribeira (0-40m) e para a segunda não há dados que comprovem a dispersão pelas aves. No outro teste qui-quadrado, utilizou-se os dados recolhidos nos dois transectos paralelos à ribeira (os transectos 2 e 3), para comparar a dispersão de sementes em relação à quantidade de sementes disponíveis.

Foi utilizado um modelo linear generalizado binomial para avaliar a importância das seguintes variáveis na presença (1) e ausência (0) de sementes nas armadilhas: espécie (*Smilax aspera*, *Pistacea lentiscus*, *Olea europaea var. sylvestris*, *Myrtus communis* e *Rubus ulmifolius*), distância à ribeira, abundância de sementes num raio de 40m e a interação entre estas variáveis. Cada visita semanal a cada armadilha foi contabilizada como uma unidade de amostragem para cada espécie, tendo sido avaliada a abundância de cada uma das espécies num raio de 40m em redor da armadilha. Dado que todas as espécies apresentaram um padrão semelhante de distribuição, ou seja a sua abundância diminuiu a partir da ribeira, não foi considerada autocorrelação espacial entre as armadilhas. Para cada uma das espécies apenas foi considerado o período em que essa espécie estava disponível no meio ambiente (por exemplo para *R. ulmifolius* apenas foi considerado o período entre agosto e setembro)

Por último, foi utilizado um teste Kruskal-Wallis para avaliar se a mediana de dispersão de sementes com fluorescência diferiu entre espécies.

Estes modelos estatísticos são não-paramétricos e foram escolhidos devido ao facto de os dados utilizados não serem normais, não apresentarem uma distribuição de erros normal e serem de grupos independentes (Lehmann & D'Abrera, 2006).

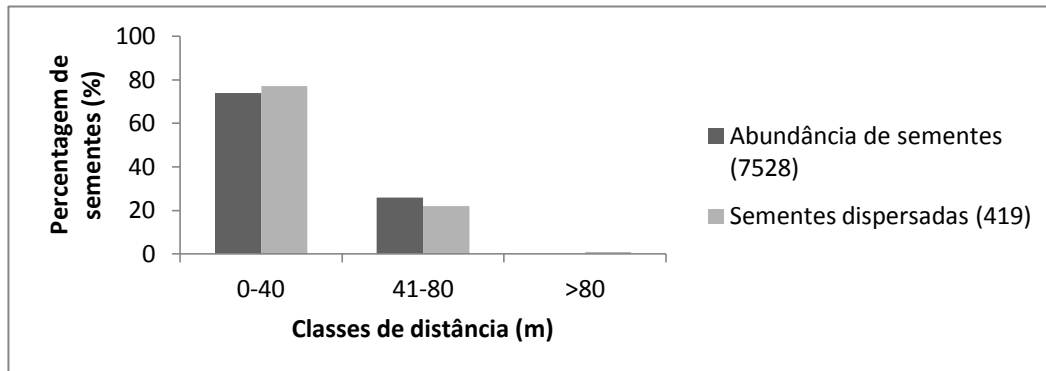
### 3. Resultados

#### 3.1. Dispersão de sementes em relação à galeria ripícola

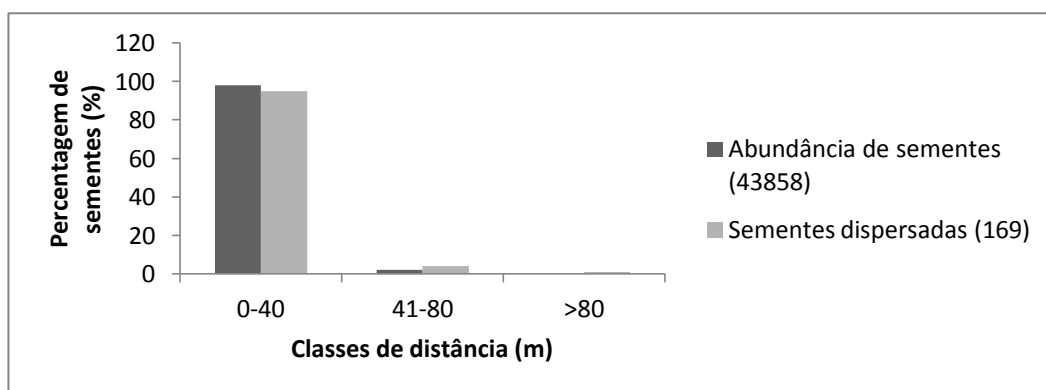
##### 3.1.1. Sementes sem fluorescência recolhidas em armadilhas

Durante o trabalho de campo, foi possível verificar que existe uma maior quantidade de plantas-mãe com fruto perto da ribeira, e que à medida que a distância em relação a esta aumenta, tal abundância diminui rapidamente. Para todas as espécies estudadas verificou-se, igualmente, que existe uma maior percentagem de abundância e de dispersão de sementes na classe de distância mais perto da ribeira e que este efeito vai diminuindo à medida que a distância à ribeira aumenta (Figuras 15). Para cada uma das espécies um teste chi-quadrado revelou que a dispersão de sementes foi proporcional à sua abundância em cada classe de distância em relação à ribeira para as espécies *Smilax aspera* ( $X^2_2 = 2,39$ ;  $P < 0,303$ ) e *Pistacea lentiscus* ( $X^2_2 = 4,01$ ;  $P = 0,135$ ). No entanto, a hipótese nula foi rejeitada para as espécies *Myrtus communis* ( $X^2_2 = 43,50$ ;  $P < 0,001$ ) e *Olea europaea* var. *sylvestris* ( $X^2_2 = 12,51$ ;  $P = 0,002$ ). Para a espécie *M. communis* registou-se uma maior dispersão de sementes do que o esperado na classe de distância mais próxima da ribeira (observado:esperado = 94:60), enquanto para *O. europaea* var. *sylvestris* ocorreu o contrário (57:73).

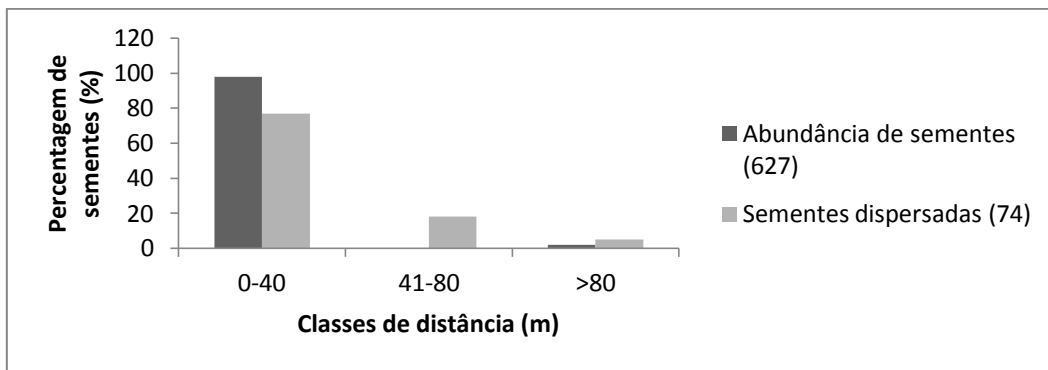
##### a) *Smilax aspera*



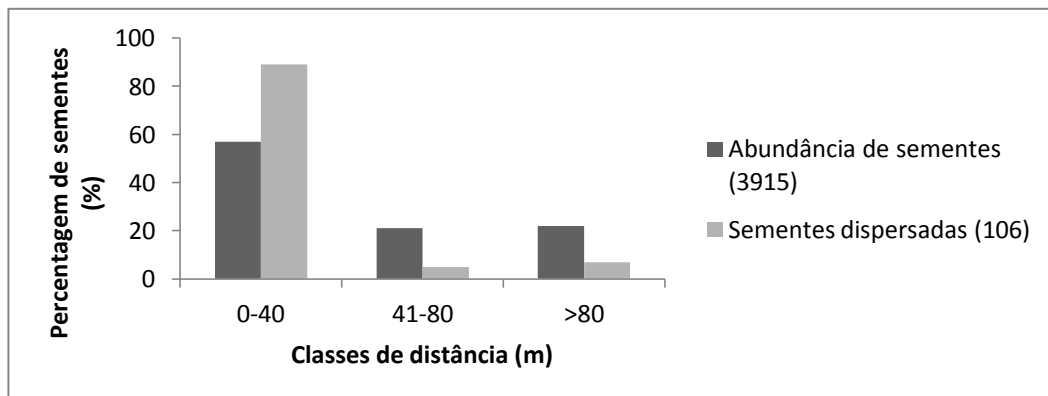
##### b) *Pistacea lentiscus*



c) *Olea europaea* var. *sylvestris*



d) *Myrtus communis*



e) *Rubus ulmifolius*

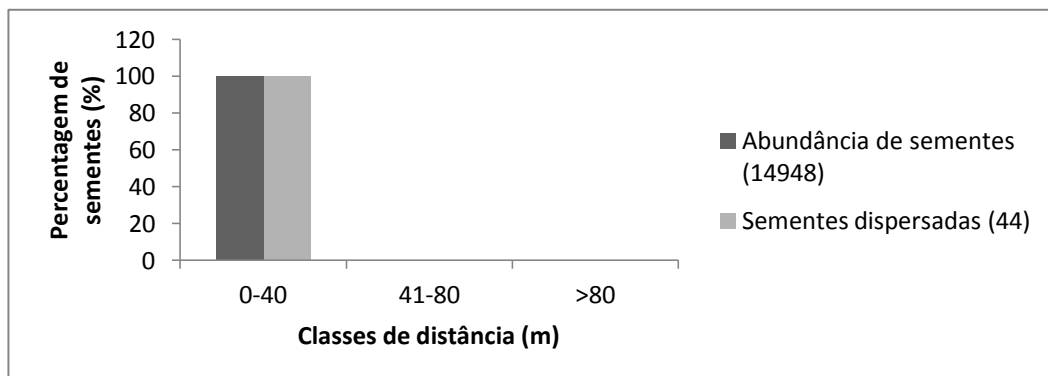


Figura 15 - Comparação entre a percentagem de sementes disponíveis e dispersadas (detetadas em excrementos de aves recolhidos nas armadilhas para sementes), para cada espécie estudada, por classes de distância em relação à ribeira. Os números entre parêntesis, quer para a abundância de sementes, quer para a dispersão de sementes, referem-se ao número total de sementes.

f) *Arbutus unedo*

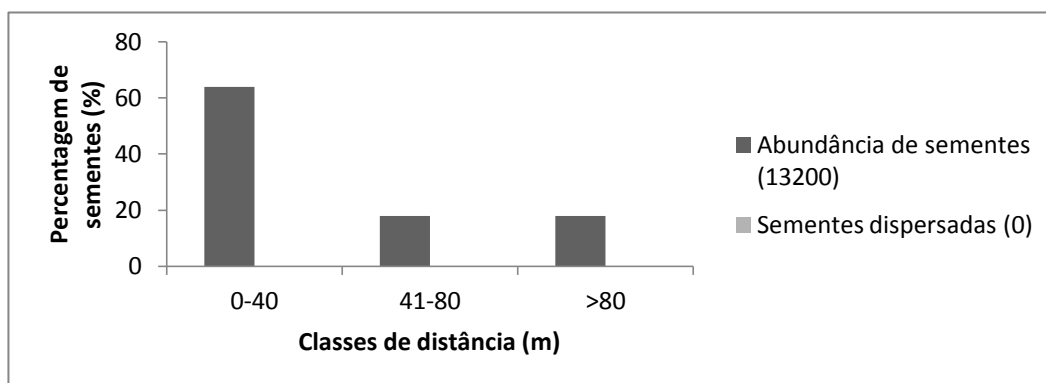


Figura 15 - Comparação entre a percentagem de sementes disponíveis e dispersadas (detetadas em excrementos de aves recolhidos nas armadilhas para sementes), para cada espécie estudada, por classes de distância em relação à ribeira. Os números entre parêntesis, quer para a abundância de sementes, quer para a dispersão de sementes, referem-se ao número total de sementes.

Com os resultados referentes à abundância e dispersão das sementes sem fluorescência recolhidas nas armadilhas, foi possível perceber que a espécie mais dispersada foi *S. aspera* (5,6%, Figura 15 a)), seguida de *P. lentiscus* (0,4%, Figura 15b)), esta última que se verificou ser, também, a espécie mais abundante. De notar que *A. unedo* era abundante, contudo não foram recolhidas quaisquer sementes dispersas, o que pode ser explicado pelo facto das sementes desta espécie serem de dimensões muito reduzidas (menores que 1mm), o que dificulta a deteção.

Como era esperado, verifica-se que na classe de distância mais perto da ribeira existe uma maior abundância de sementes, ou seja de plantas-mãe, e por isso existe também um maior número de sementes dispersas. Esta tendência decresce à medida que a distância em relação à ribeira aumenta, com exceção de *M. communis* que se verifica um pequeno número de sementes dispersas na classe de distância mais afastada da ribeira.

A probabilidade de ocorrência de sementes nas armadilhas foi influenciada pelas variáveis espécie, abundância de sementes e pela interação entre estas duas variáveis (Tabela 3). Relativamente a *R. ulmifolius*, as sementes de *O. europaea* var. *sylvestris* ocorreram significativamente menos nas armadilhas, e as restantes espécies não diferiram relativamente à ocorrência de *R. ulmifolius*. A abundância de sementes foi particularmente importante para explicar a ocorrência de sementes nas armadilhas (Tabelas 3 e 4), mas a distância à ribeira não influenciou a probabilidade de ocorrência de sementes nas armadilhas (Tabela 3).



Tabela 3 - Modelo linear generalizado para avaliar a influência da espécie, distância à ribeira (Dist\_rib) e abundância de sementes (Abund) num raio de 40m na presença/ausência de sementes registadas nas armadilhas.

	<b>Graus de liberdade</b>	<b>Chi-quadrado</b>	<b>P</b>
<b>Espécie</b>	4	40,9	< 0,0001
<b>Distância à ribeira (Dist_rib)</b>	1	0,4	0,538
<b>Abundância de sementes (Abund)</b>	1	17,1	< 0,001
<b>Espécie*Dist_rib</b>	4	4,7	0,3142
<b>Espécie*Abund</b>	4	21,5	< 0,001
<b>Dist_rib*Abund</b>	1	3,9	0,0488
<b>Espécie*Dist_rib*Abund</b>	4	3,9	0,4208

Tabela 4 - Modelo linear generalizado detalhado para avaliar a influência da espécie, distância à ribeira (Dist\_rib) e abundância de sementes (Abund) num raio de 40m na presença/ausência de sementes registadas nas armadilhas. Para cada variável e interação apresenta-se o coeficiente, o respetivo erro padrão, a estatística qui-quadrado de Wald e o valor de P.

	Graus de liberdade	Coeficiente	Erro padrão	Wald	P
<b>Intercept</b>		-1,369	0,618	4,906	0,027
	Ref: <i>Rubus ulmifolius</i>				
<b>Espécie</b>	<i>Smilax aspera</i>	0,827	0,644	1,651	0,199
<b>Espécie</b>	<i>Pistacea lentiscus</i>	-0,810	0,663	1,492	0,222
<b>Espécie</b>	<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	-1,518	0,667	5,187	0,023
<b>Espécie</b>	<i>Myrtus communis</i>	-0,489	0,665	0,541	0,462
<b>Dist_rib</b>		0,011	0,018	0,380	0,538
<b>Abund</b>		0,023	0,005	17,138	< 0,001
	Ref: <i>Rubus ulmifolius</i>				
<b>Espécie *Dist_rib</b>	<i>Smilax aspera</i>	-0,002	0,019	0,014	0,905
<b>Espécie *Dist_rib</b>	<i>Pistacea lentiscus</i>	-0,007	0,020	0,125	0,723
<b>Espécie *Dist_rib</b>	<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	0,014	0,019	0,527	0,468
<b>Espécie *Dist_rib</b>	<i>Myrtus communis</i>	-0,007	0,019	0,129	0,719
	Ref: <i>Rubus ulmifolius</i>				
<b>Espécie *Abund</b>	<i>Smilax aspera</i>	-0,015	0,006	6,347	0,012
<b>Espécie *Abund</b>	<i>Pistacea lentiscus</i>	-0,020	0,005	14,004	< 0,001
<b>Espécie *Abund</b>	<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	0,085	0,020	18,518	< 0,001
<b>Espécie *Abund</b>	<i>Myrtus communis</i>	-0,027	0,010	7,333	0,007
<b>Dist_rib*Abund</b>		-0,001	0,001	3,881	0,049
	Ref: <i>Rubus ulmifolius</i>				
<b>Espécie *Dist_rib*Abund</b>	<i>Smilax aspera</i>	0,001	0,001	3,487	0,062
<b>Espécie *Dist_rib*Abund</b>	<i>Pistacea lentiscus</i>	0,001	0,001	2,911	0,088
<b>Espécie *Dist_rib*Abund</b>	<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	-0,001	0,001	3,339	0,068
<b>Espécie *Dist_rib*Abund</b>	<i>Myrtus communis</i>	0,001	0,001	0,304	0,582

### 3.1.2. Sementes com fluorescência recolhidas em armadilhas

Relativamente aos resultados das sementes com fluorescência que foram recolhidas nas armadilhas, foi calculada a distância de dispersão entre as sementes que foram recolhidas em que se detetou fluorescência e as plantas-mãe marcadas. No total foram marcadas 57 plantas-mãe com fluorescência, das quais foram recolhidas das armadilhas 95 sementes com fluorescência.

A distância a que as sementes foram dispersadas da planta-mãe diferiu significativamente entre espécies (teste Kruskal-Wallis:  $H(3, N=95) = 45,68$   $p = ,0000$ ). Foi possível verificar que, no caso de *Smilax aspera*, grande parte das sementes foi dispersa a distâncias mais curtas em relação à planta-mãe, onde foram consumidos os frutos (média  $\pm$  desvio padrão:  $33,6 \pm 48,6$ m), enquanto que no caso de *Pistacea lentiscus* a dispersão abrangeu uma distância maior (média  $\pm$  desvio padrão:  $84,3 \pm 50,6$ m). As espécies *Myrtus communis* e *Rubus ulmifolius* apresentaram as maiores distâncias de dispersão ( $145,9 \pm 206,4$ m e  $373,8 \pm 119,5$ m). Não foram recolhidas quaisquer sementes de *Olea europaea var.sylvestris* nem *Arbutus unedo* com fluorescência (Tabela 5; Figuras 16).

Tabela 5 - Teste Kruskal-Wallis para avaliar as distâncias de dispersão entre as armadilhas e as plantas-mãe marcadas com fluorescência, entre as plantas-mãe e a ribeira e entre as armadilhas e a ribeira (m).

Espécie	N	Distância entre as armadilhas e as plantas-mãe (m)	Distância entre as plantas-mãe e a ribeira (m)	Distância entre as armadilhas e a ribeira (m)
<i>Myrtus communis</i>	2	$146,0 \pm 206,4$	$22,2 \pm 8,8$	$15,9 \pm 0$
<i>Smilax aspera</i>	67	$33,6 \pm 48,6$	$38,3 \pm 5,5$	$49,8 \pm 15,9$
<i>Pistacea lentiscus</i>	4	$84,3 \pm 50,6$	$19,8 \pm 0$	$23,2 \pm 8,3$
<i>Rubus ulmifolius</i>	22	$373,8 \pm 119,5$	$21,4 \pm 16,5$	$37,3 \pm 9,6$

a) *Smilax aspera* (n=67)

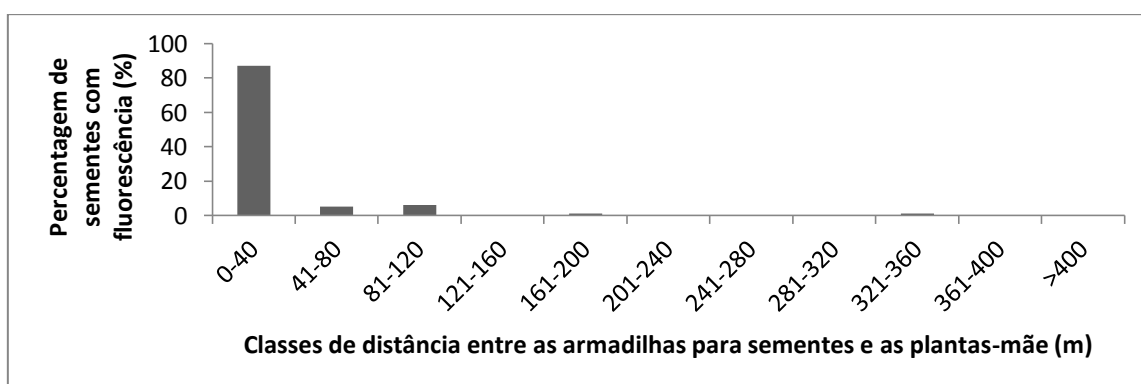
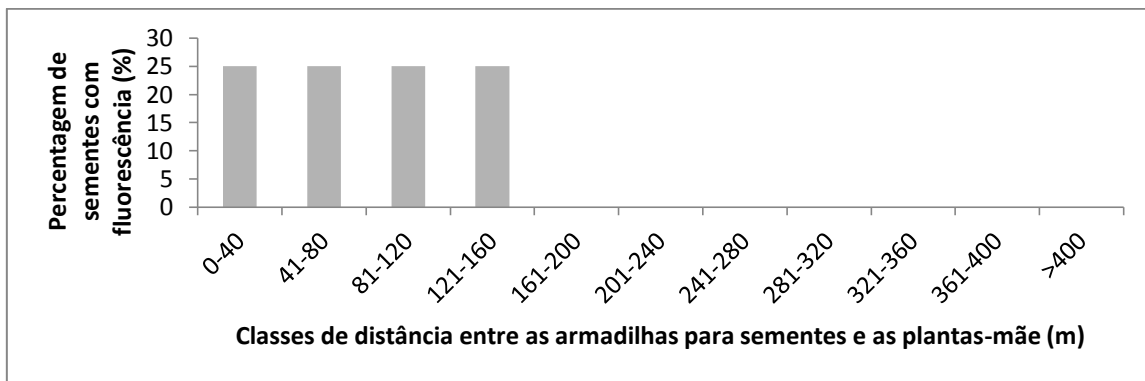
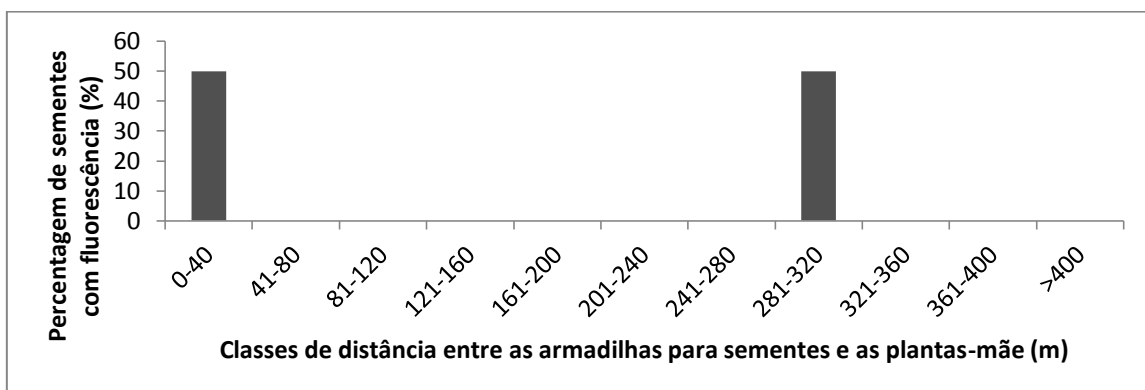


Figura 16 - Percentagem de sementes com fluorescência dispersas entre as armadilhas de sementes e as plantas-mãe marcadas com fluorescência

b) *Pistacea lentiscus* (n=4)



c) *Myrtus communis* (n=2)



d) *Rubus ulmifolius* (n=22)

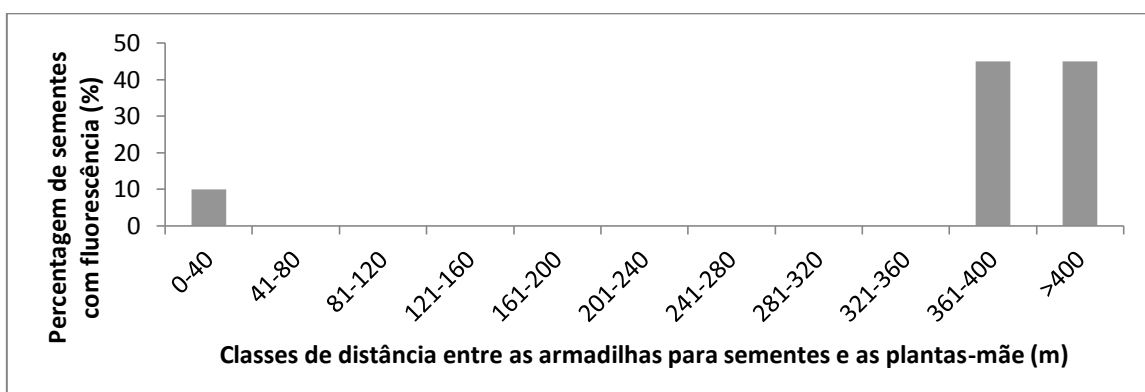
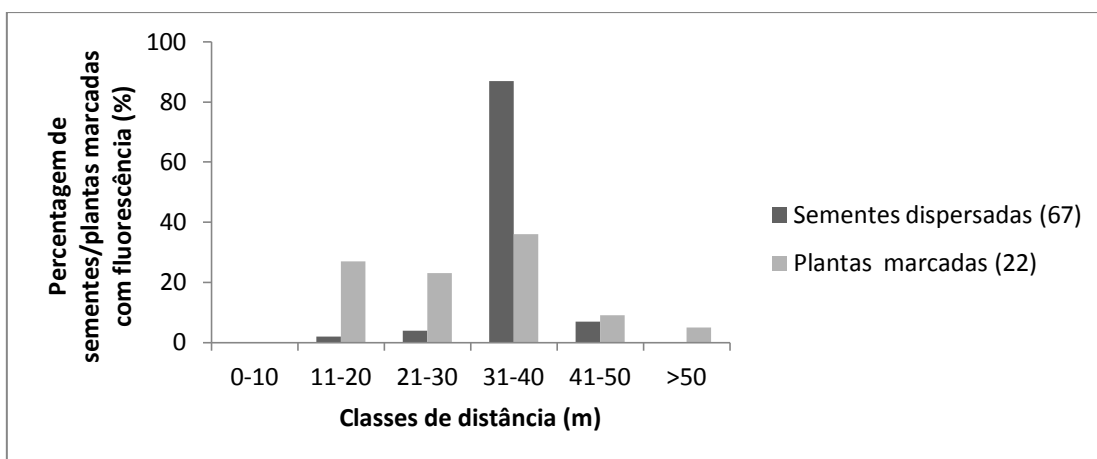


Figura 16 - Percentagem de sementes com fluorescência dispersas entre as armadilhas de sementes e as plantas-mãe marcadas com fluorescência

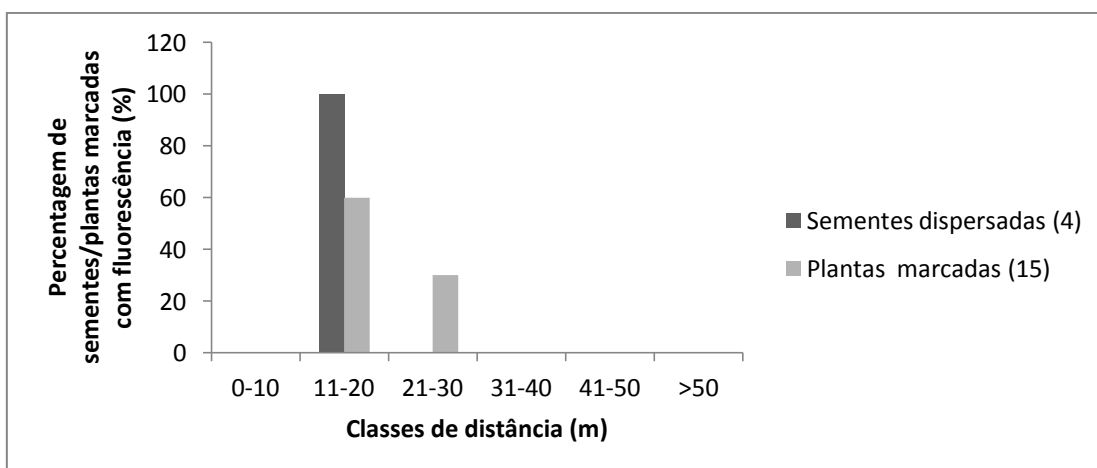
Também foram comparados os dados relativos às sementes recolhidas e as plantas-mãe marcadas com fluorescência, em relação à distância à ribeira. Nas Figuras 17, é possível verificar que existe uma maior dispersão de sementes em distâncias no intervalo 11-40m. Apenas no caso da espécie *R. ulmifolius* existiu uma grande percentagem de sementes dispersas em distâncias muito próximas da ribeira (0-10m). Verifica-se que a distância em relação à ribeira, na maioria das espécies, decresce ou mantêm-se à medida que a distância aumenta, apesar de ser visível que foram marcadas mais plantas perto da ribeira. Isto ocorreu devido à existência de mais plantas produtoras de fruto junto à galeria ripícola e à maior quantidade de frutos disponíveis para a marcação com fluorescência.

A espécie com mais sementes dispersadas com fluorescência foi *S. aspera*, sendo também esta a espécie com maior número de plantas-mãe marcadas. Seguida de *S. aspera*, temos *R. ulmifolius*, como segunda espécie em que mais fluorescência foi detetada.

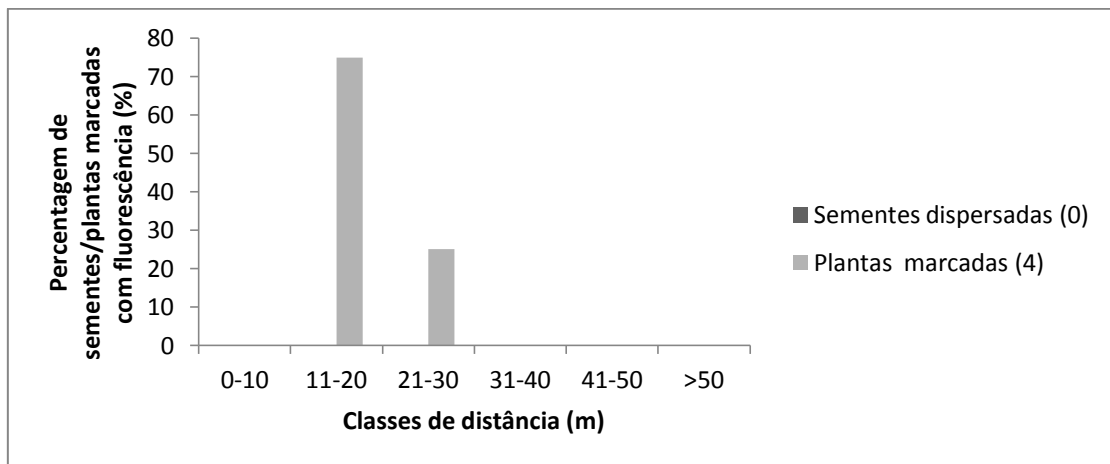
a) *Smilax aspera*



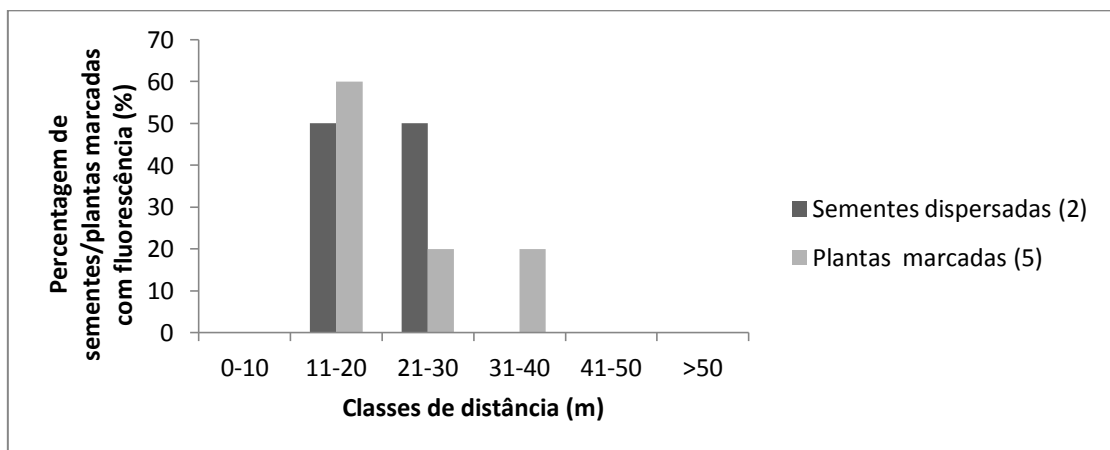
b) *Pistacea lentiscus*



c) *Olea europaea* var. *sylvestris*



d) *Myrtus communis*



e) *Rubus ulmifolius*

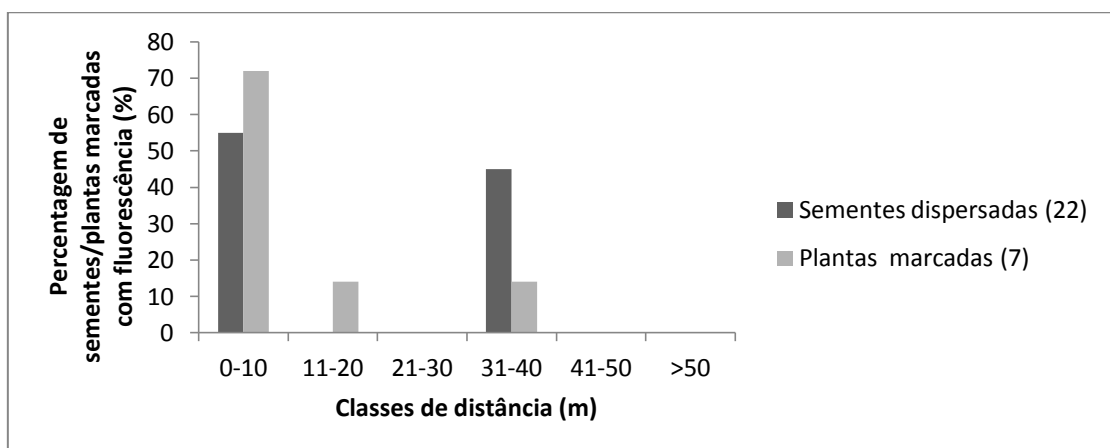


Figura 17 - Comparação entre a percentagem de plantas marcadas e sementes recolhidas com fluorescência, por classes de distância em relação à ribeira. Os números entre parêntesis, quer para as sementes dispersadas, quer para as plantas marcadas, referem-se ao número total de sementes.

f) *Arbutus unedo*

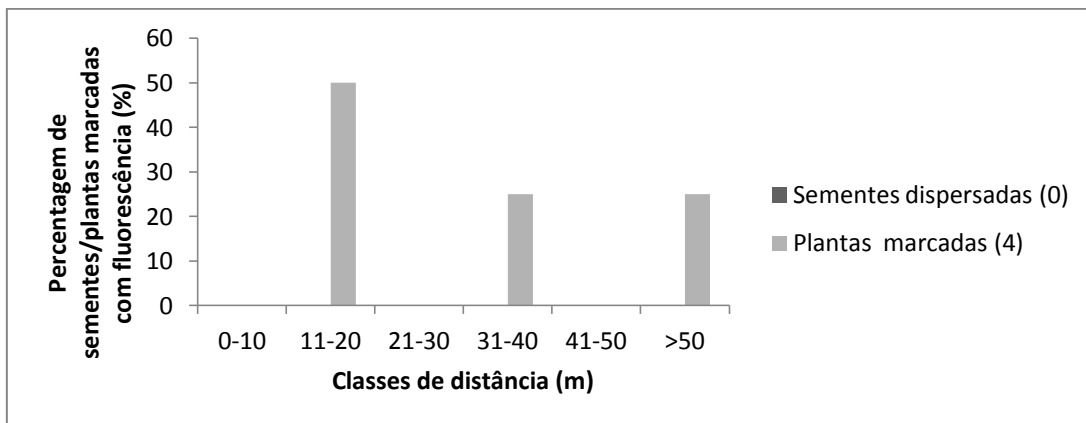


Figura 17 - Comparação entre a percentagem de plantas marcadas e sementes recolhidas com fluorescência, por classes de distância em relação à ribeira. Os números entre parêntesis, quer para as sementes dispersadas, quer para as plantas marcadas, referem-se ao número total de sementes.

Ainda sobre os dados das sementes recolhidas com fluorescência nas armadilhas, foi possível fazer uma comparação entre a percentagem dos frutos marcados com fluorescência e entre estes os que foram consumidos pelas aves. Para isso, os dados foram convertidos em sementes marcadas e sementes consumidas pelas aves (Figura 18).

Constatou-se que a espécie mais consumida marcada com fluorescência foi *S. aspera*, seguida de *R. ulmifolius*. Contudo, a espécie com maior número de frutos marcados com fluorescência foi *P. lentiscus*. Não foram recolhidas quaisquer sementes de *O. europaea var. sylvestris*, nem de *A. unedo* com fluorescência.

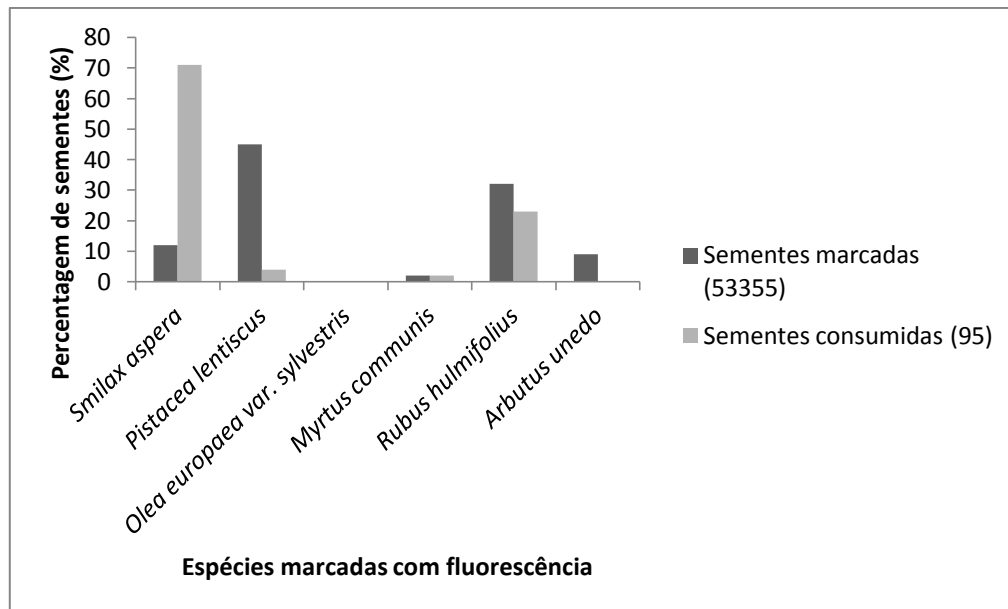


Figura 18 - Comparação da percentagem de sementes marcadas com fluorescência e destas sementes que foram consumidas pelas aves (recolhidas nas armadilhas para sementes). Os números entre parêntesis, quer para a abundância de sementes, quer para a dispersão de sementes, referem-se ao número total de sementes.

### 3.1.3. Sementes recolhidas em transectos

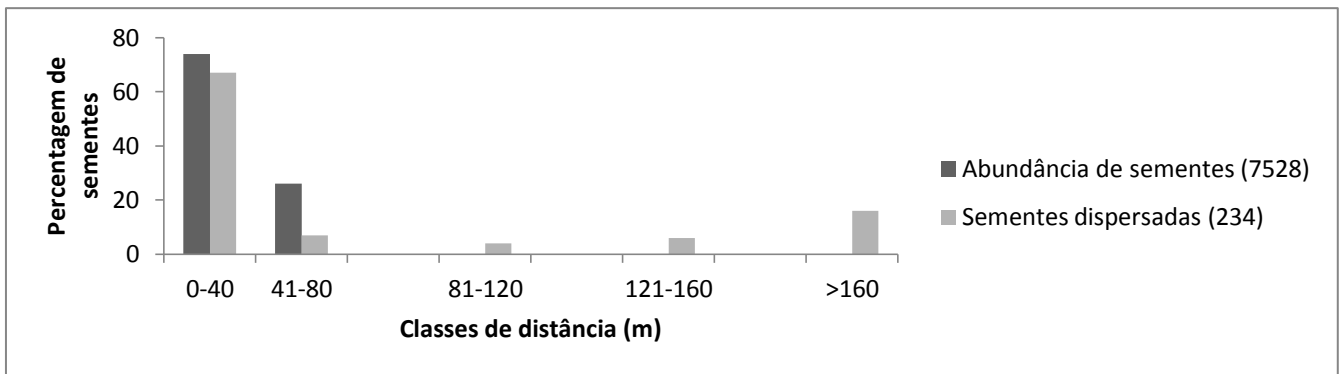
Os dados recolhidos nos transectos, em que não foi detetada fluorescência, foram tratados com o mesmo método que os dados relativos às armadilhas, em que se fez uma comparação entre a abundância e a dispersão de sementes.

Para o transecto 1 foi tida em conta a distância à ribeira e foi possível perceber que, para cada espécie, se verificou quase sempre uma maior percentagem de abundância e dispersão de sementes na galeria ripícola, ou seja, sempre próximo da ribeira (Figuras 19).

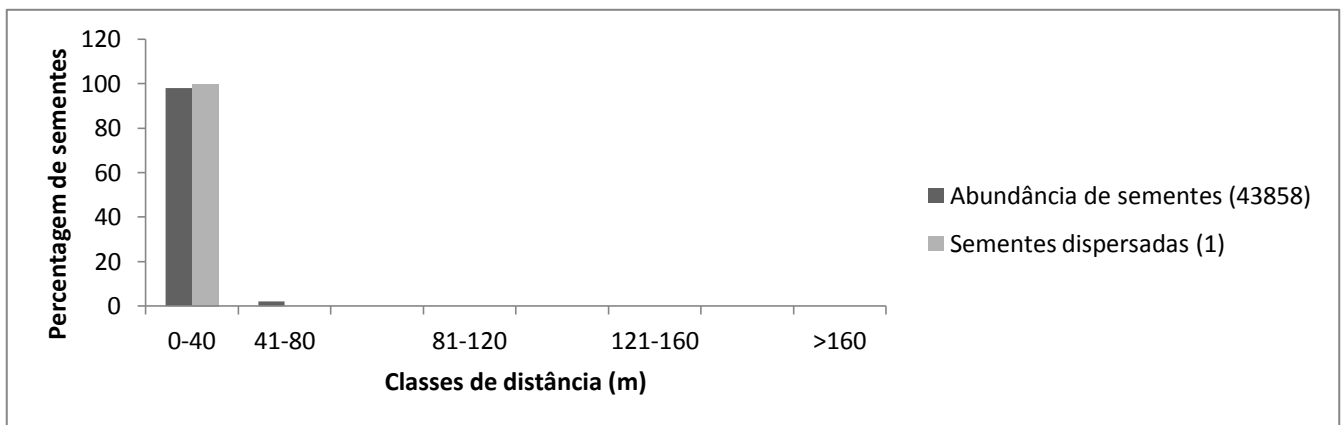
Estes resultados, reforçam o que se verificou nos dados recolhidos e tratados nas armadilhas de sementes, em que existe uma maior abundância de espécies produtoras de frutos junto à ribeira, e que estas vão diminuindo à medida que aumenta a distância da ribeira. No entanto, ao contrário do método das armadilhas, foram detetadas sementes a distância maiores da ribeira, nomeadamente de *Smilax aspera*, *Olea europaea var. sylvestris* e *Rubus ulmifolius*, embora sempre com percentagens inferiores a 25%.



a) *Smilax aspera*



b) *Pistacea lentiscus*



c) *Olea europaea var. sylvestris*

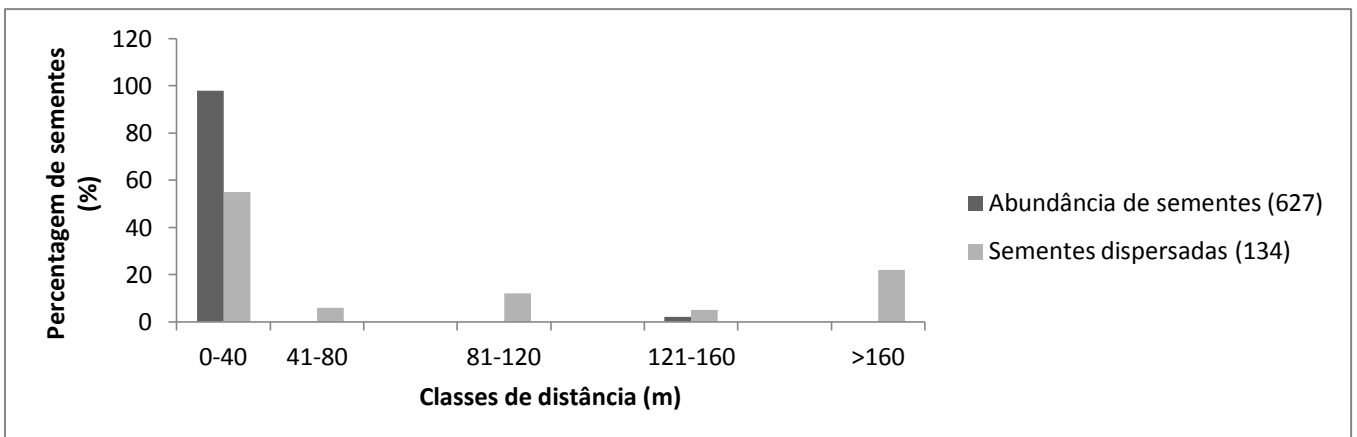
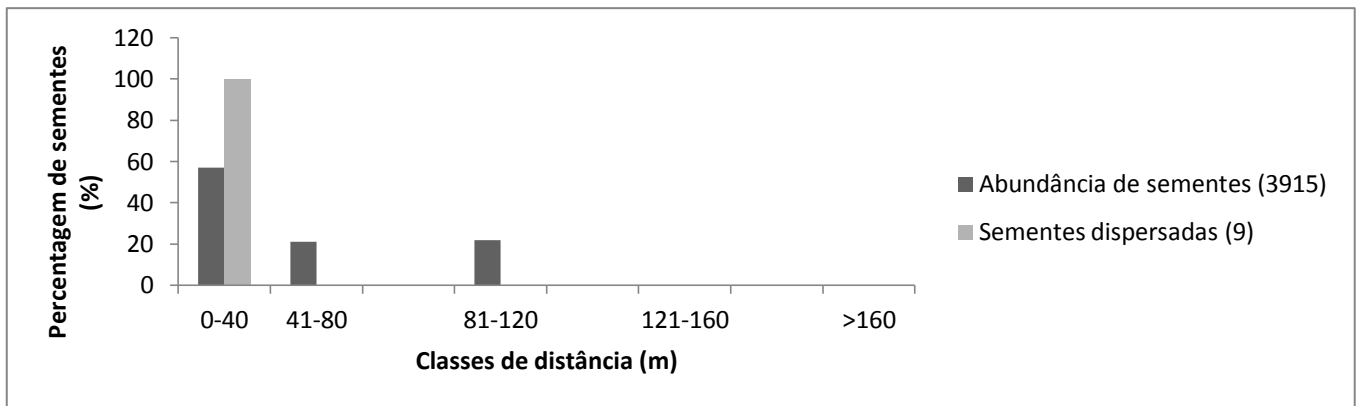
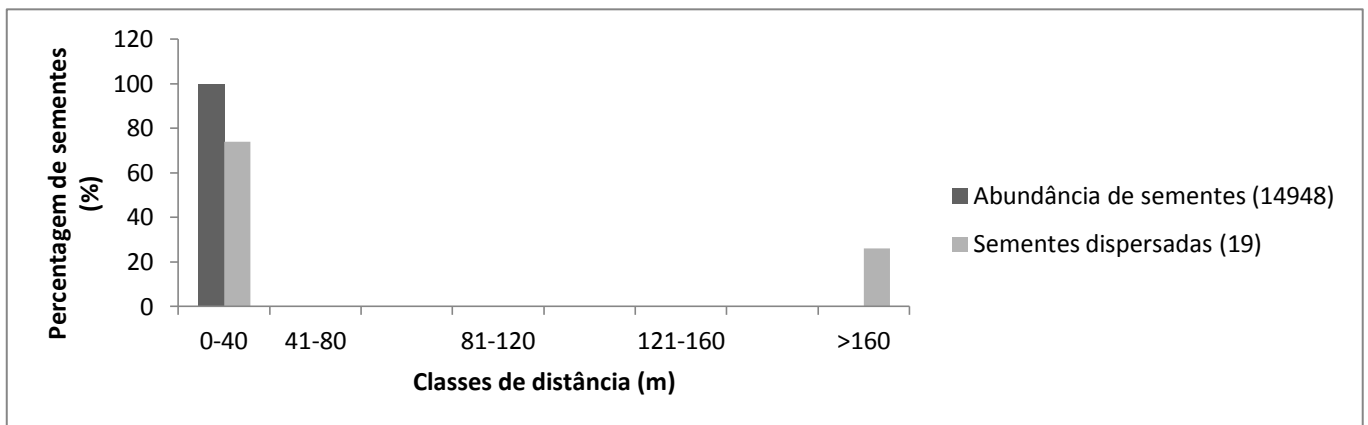


Figura 19 - Comparação entre a percentagem de sementes disponíveis e dispersadas no transecto 1 (detetadas em excrementos de aves), para cada espécie estudada, por classes de distância em relação à ribeira. Os números entre parêntesis, quer para a abundância de sementes, quer para a dispersão de sementes, referem-se ao número total de sementes.

d) *Myrtus communis*



e) *Rubus ulmifolius*



f) *Arbutus unedo*

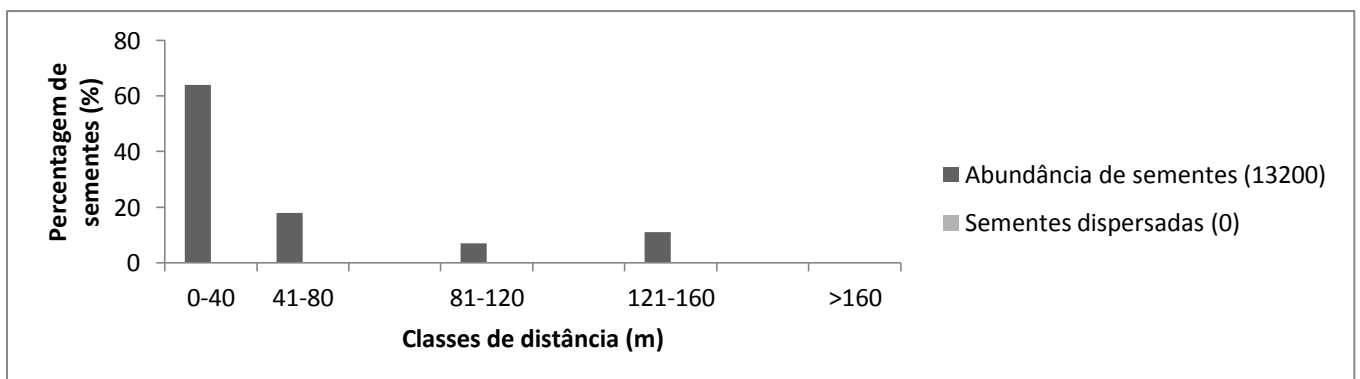


Figura 19 - Comparação entre a percentagem de sementes disponíveis e dispersadas no transecto 1 (detetadas em excrementos de aves), para cada espécie estudada, por classes de distância em relação à ribeira. Os números entre parêntesis, quer para a abundância de sementes, quer para a dispersão de sementes, referem-se ao número total de sementes.

Para os transectos 2 e 3, apenas foi realizada uma comparação entre a abundância e a dispersão de sementes de cada espécie, de modo a avaliar quais as espécies mais dispersas pelas aves, uma vez que estes dois transectos foram paralelos à ribeira, e portanto, a dispersão não foi influenciada pela distância à ribeira. É possível verificar que nestes dois transectos (Figuras 20), a espécie mais abundante é *P. lentiscus*, porém a espécie com mais percentagem de sementes dispersas é *S. aspera*, seguida de *O. europaea var. sylvestris*. O consumo por estas duas espécies foi altamente significativo, quer no transecto 2 ( $\chi^2_5 = 19661.4$ ,  $P < 0.001$ ), quer no transecto 3 ( $\chi^2_5 = 5150.5$ ,  $P < 0.001$ ; Figuras 21). Os frutos de *M. communis* e *R. ulmifolius* são consumidos, aproximadamente, de acordo com a sua disponibilidade. Em ambos os transectos, não foram recolhidas quaisquer sementes de *A. unedo*.

(a)

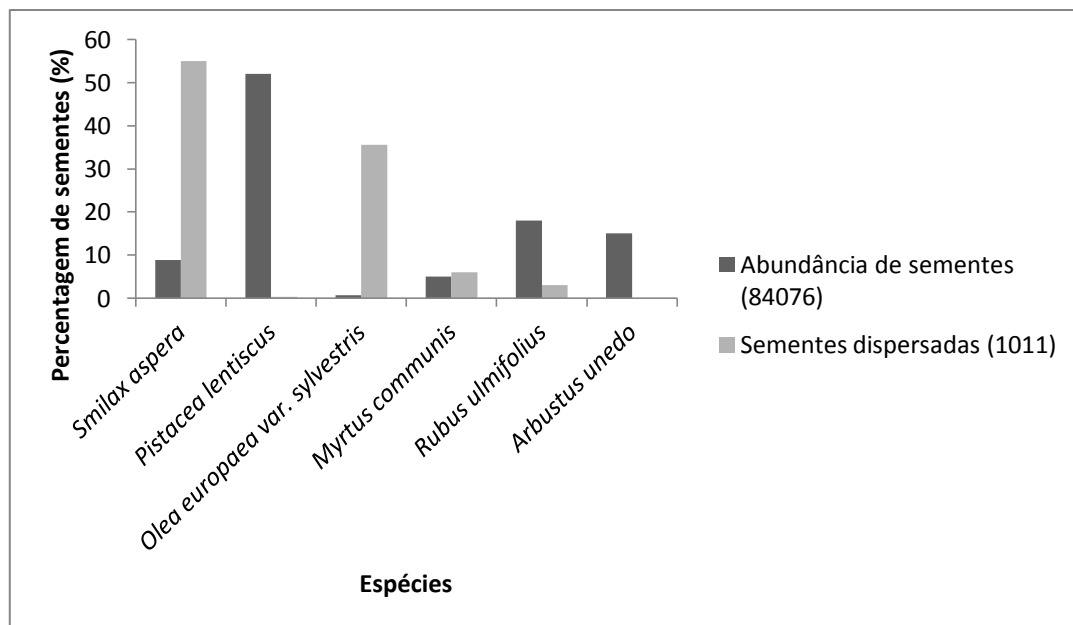


Figura 20 - Comparação entre a percentagem de abundância e de dispersão de sementes, encontradas nos transectos 2 (a) e 3 (b). Os números entre parêntesis, quer para a abundância de sementes, quer para as sementes dispersadas, referem-se ao número total de sementes.

(b)

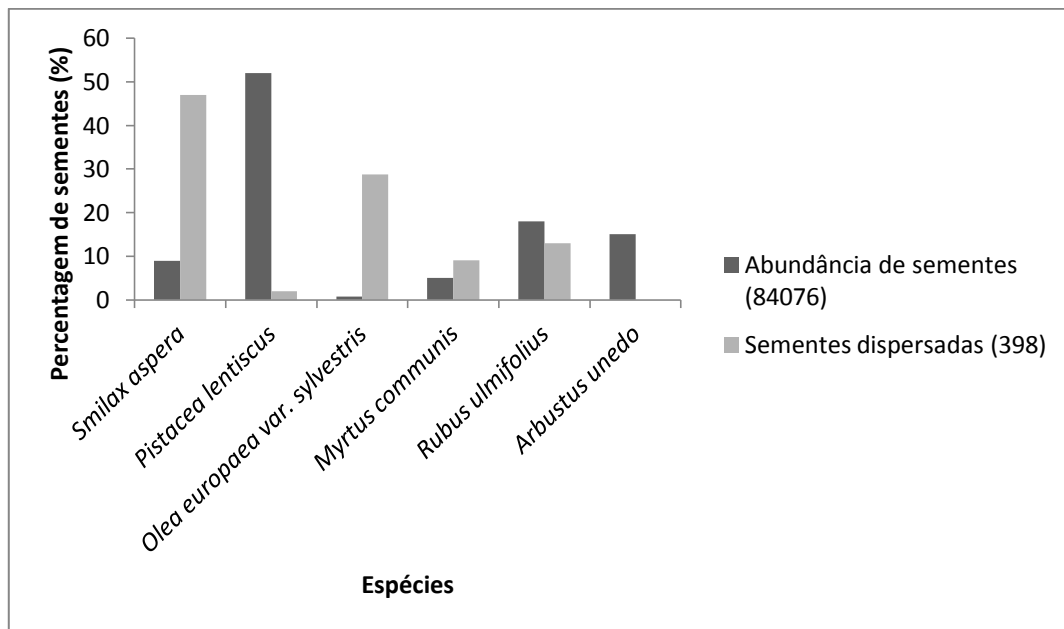


Figura 20 - Comparação entre a percentagem de abundância e de dispersão de sementes, encontradas nos transectos 2 (a) e 3 (b). Os números entre parêntesis, quer para a abundância de sementes, quer para as sementes dispersadas, referem-se ao número total de sementes.

(a)

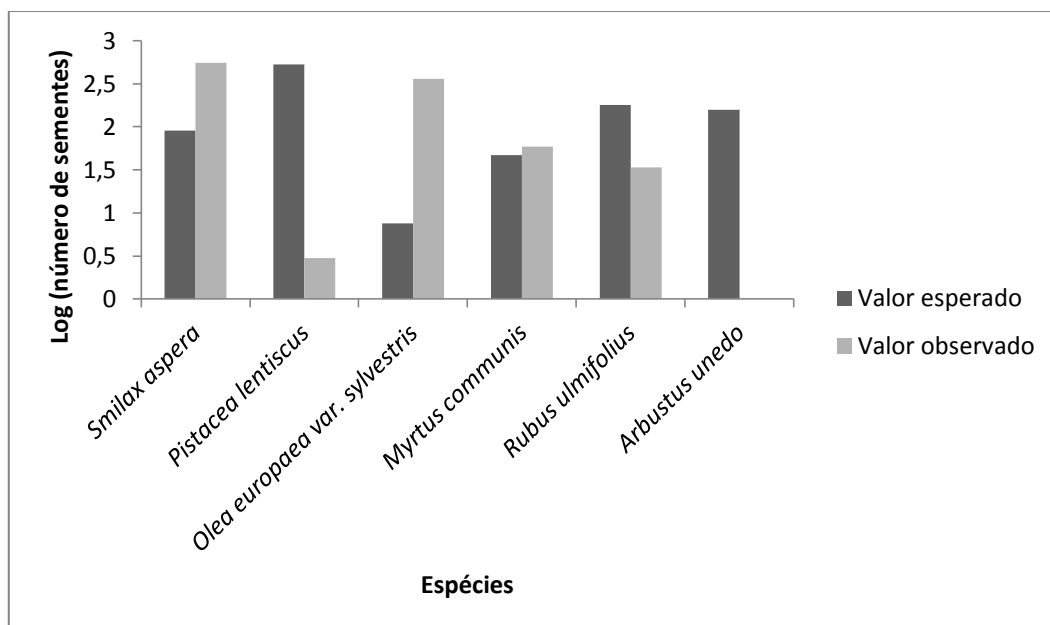


Figura 21 - Comparação entre os log dos valores observados e esperados, num teste chi-quadrado, do número de sementes de cada espécie de planta, encontradas nos transectos 2 (a) e 3 (b), paralelos à ribeira

(b)

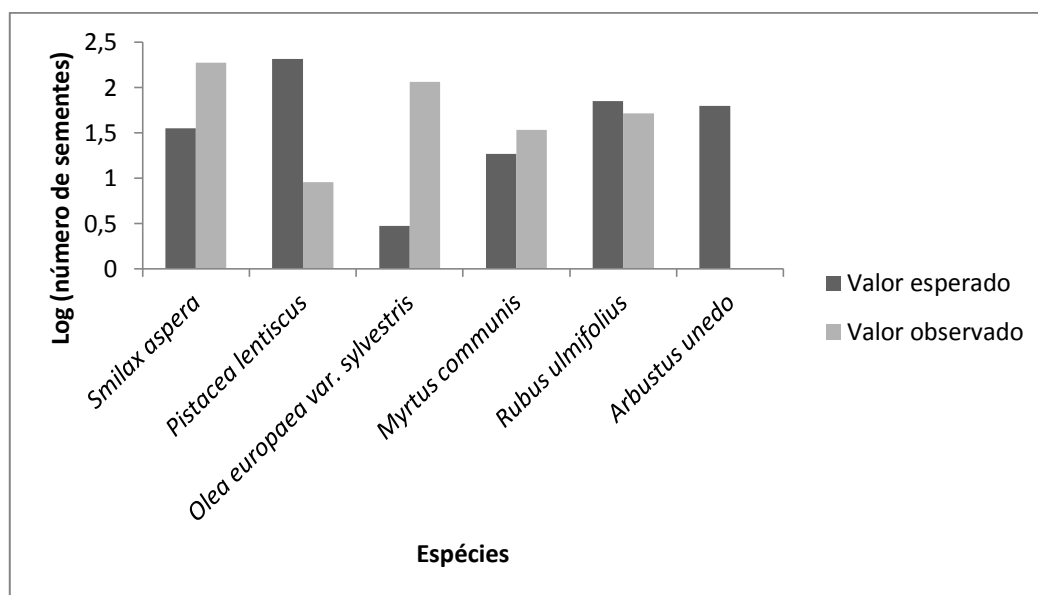


Figura 21 - Comparação entre os log dos valores observados e esperados, num teste chi-quadrado, do número de sementes de cada espécie de planta, encontradas nos transetos 2 (a) e 3 (b), paralelos à ribeira

Nos dados referentes às sementes recolhidas com fluorescência nos três transectos, em concordância com os resultados anteriores, as espécies com uma presença mais significativa foram *S. aspera* e *O. europaea var. sylvestris*, (Figura 22). Não foram recolhidas quaisquer sementes de *M. communis* e de *A. unedo*.

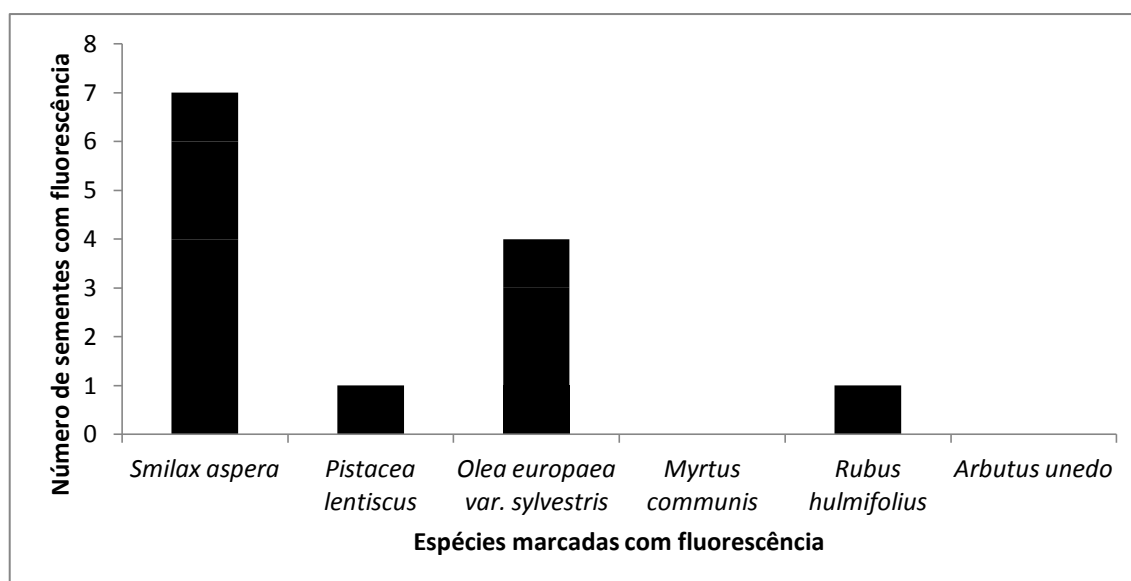


Figura 22 - Número de sementes recolhidas com fluorescência nos três transectos

### 3.2. Influência do tamanho do fruto e da semente na dispersão de sementes

Nos dados relativos à abundância e dispersão das sementes, foi possível estudar se existe alguma relação entre o tamanho do fruto e da semente e a dispersão das mesmas. Para isso, primeiramente, foi comparado o número de sementes dispersas quer nas armadilhas para sementes quer nos transectos, com a largura média do fruto, de forma a perceber se existe alguma relação entre o tamanho do fruto e semente, na dispersão. Como é possível constatar na Tabela 6, não é perceptível uma preferência em relação aos frutos de maior dimensão, pois no caso da espécie *Rubus ulmifolius*, que possui um fruto com o segundo maior tamanho, não é dos frutos mais consumidos pelas aves.

Tabela 6 - Espécies estudadas, número de sementes dispersas nos dois métodos realizados, largura média do fruto (mm), largura média da semente (mm) e respetivo desvio padrão.

Nome científico	Número de sementes dispersas nas armadilhas	Número de sementes dispersas nos transectos	Largura do fruto (mm)	Largura da semente (mm)
<i>Smilax aspera</i>	419	977	7,3 ± 0,6	3,4 ± 0,4
<i>Pistacea lentiscus</i>	169	13	5,3 ± 0,7	3,7 ± 0,5
<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	74	609	8,8 ± 0,5	5,8 ± 0,5
<i>Myrtus communis</i>	106	102	8,5 ± 0,1	2,5 ± 0,1
<i>Rubus ulmifolius</i>	44	105	14,6 ± 1,1	1,8 ± 0,2
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	17,7 ± 3,8	1,5 ± 0,2

A segunda relação a ser estudada foi entre a largura média da semente e a distância à planta-mãe. Verificou-se que as espécies com sementes de dimensões mais pequenas, como é o caso de *R. ulmifolius*, são dispersas a maiores distâncias da planta-mãe (Figura 23). Esta relação é nitidamente inversa ( $r_s = -0,8$ ,  $P = 0,20$ ), mas não é possível retirar conclusões uma vez que apenas foram dispersas quatro espécies de plantas.

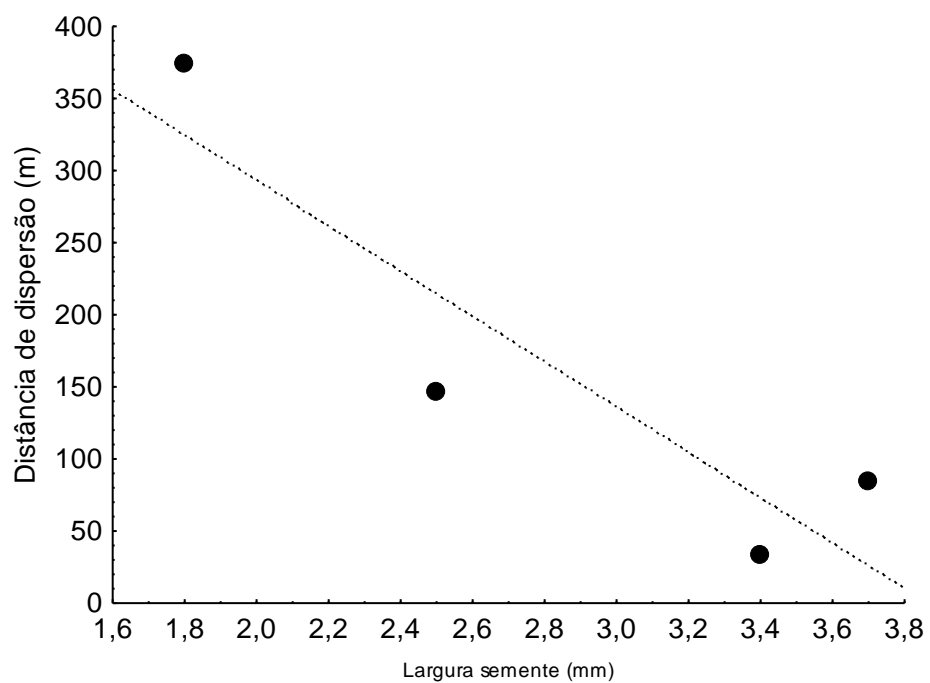


Figura 23 - Relação entre a distância de dispersão e a largura média das sementes para todas as espécies estudadas, exceto *Arbutus unedo* em que não se recolheram sementes.

## 4. Discussão

### 4.1. Avaliação da dispersão de sementes na galeria ripícola e matriz adjacente utilizando armadilhas e transectos

A dispersão de sementes diminuiu acentuadamente à medida que a distância à galeria ripícola aumentou, estando de acordo com estudos anteriores (Ferreira & Aguiar, 2006; Lavorel, 1999; Naiman *et al.*, 1993), e explica-se pela existência de uma maior quantidade de plantas produtoras de frutos junto à linha de água.

Com os resultados obtidos quer nas armadilhas para sementes quer nos transectos, foi possível perceber que a espécie com mais sementes dispersas foi *Smilax aspera*, sempre a distâncias entre os 0 e os 40m em relação à ribeira o que, à primeira vista, poderia ser explicado pelo facto de esta ter sido a espécie com o maior número de plantas-mãe marcadas com fluorescência. Contudo, nos resultados obtidos nas armadilhas e nos transectos em que não foi detetada fluorescência e, por isso, todas as espécies têm a mesma probabilidade de serem dispersadas e recolhidas, *S. aspera* também foi a espécie mais abundante e da qual se recolheu um maior número de sementes. Estes resultados podem estar relacionados com a quantidade e qualidade do pericarpo do fruto, que terá algum tipo de relação com o valor do benefício obtido pelas aves aquando da ingestão do fruto (Herrera, 1981a). Isto é, existem espécies de plantas dispersas apenas por dispersores especializados, em que o fruto é muito nutritivo, proporcionando assim uma elevada recompensa para o dispersor (Howe & Estabrook, 1977). Por outro lado, existem plantas dispersas por dispersores ocasionais, como é o caso de *S. aspera*, que vão alterando a sua dieta temporariamente, consoante a disponibilidade dos recursos alimentares e, por esta razão, as plantas produzem um grande número de frutos para atrair os dispersores (Herrera, 1981a). Devido a estes resultados, noutros estudos realizados por Herrera (1981b; 1984b), em que foi constatado que quer espécies de aves residentes quer migratórias concentram a sua dieta no consumo de frutos de *Pistacea. lentiscus*, comparativamente a espécies como *S. aspera*, *Olea europaea var. sylvestris*, *Myrtus communis*, *Rubus ulmifolius* e *Arbutus unedo*.

Nos dados relativos às armadilhas para sementes (sem fluorescência), foi possível constatar que para todas as plantas estudadas, com exceção de *A. unedo* em que não se obtiveram dados, se registou uma dispersão das suas sementes na classe de distância mais próxima da ribeira, onde também se verifica uma maior abundância de frutos e, consequentemente, de sementes. Esta tendência vai decrescendo à medida que a distância à ribeira aumenta, tal como era esperado. Contudo, *M. communis*, apresentou um pequeno número de sementes dispersas na classe de distância mais afastada da ribeira, relativamente à classe de distância intermédia. Isto pode ser explicado pelo facto de sementes de menores dimensões permanecerem por mais tempo no trato intestinal das aves, como foi demonstrado por Traveset *et al.* (2001a).



Estudos realizados por Stanley & Lill (2002), Stiles & White (1986) e Levey (1987), verificaram que as sementes de maiores dimensões ingeridas pelas aves, se mantiveram no seu trato intestinal por um período de tempo mais curto, de tal modo, que o invólucro da semente se encontrava menos desgastado, devido ao menor tempo em contacto com os líquidos digestivos. E ainda que, as aves que regurgitam as sementes ou esmagam os frutos para descartarem as sementes antes de os engolir, provavelmente preferem frutos com sementes maiores, porque estes são mais fáceis de regurgitar e de digerir (Levey, 1987; Stanley & Lill, 2002; Stiles & White, 1986).

Nas sementes recolhidas nas armadilhas, em que foram detetadas com fluorescência, mais uma vez a espécie com mais sementes dispersas foi *S. aspera*, seguida de *R. ulmifolius*. Um resultado bastante diferente do que foi obtido nas armadilhas para sementes e nos transectos em que não foi detetada fluorescência, em que a segunda espécie mais dispersada foi *O. europaea* var. *sylvestris*. Contudo, este facto pode ser explicado devido a *R. ulmifolius* ser a segunda espécie com maior número de sementes por fruto (37 sementes por fruto), o que aumenta a probabilidade de serem recolhidas um maior número de sementes com fluorescência.

Outro fator que potencia este resultado é, como estudado por Costa *et al.* (2014), o facto de praticamente todas as espécies de aves consumirem *R. ulmifolius*, incluindo as aves granívoras que são aves típicas da matriz florestal, o que aumenta a probabilidade desta espécie ser dispersada (Costa *et al.*, 2014). No estudo desenvolvido por estes autores, foram estudadas três tipos de aves (frugívoras, insetívoras e granívoras) e constataram que mesmo as aves que não são tipicamente frugívoras, como o chapim-azul (*Cyanistes caeruleus*), o papa-moscas-preto (*Ficedula hypoleuca*), o pardal-comum (*Passer domesticus*) e o tentilhão-comum (*Fringilla coelebs*), contribuíram para a dispersão de várias espécies de sementes, sobretudo *R. ulmifolius*, com cerca 53,3% de dispersão, efetuada por 17 espécies. As aves insectívoras alimentam-se de frutos como complemento nutricional (Fuentes, 1994), enquanto as espécies granívoras podem dispersar sementes quando estas não são destruídas durante a ingestão e digestão (Heleno *et al.*, 2011).

No estudo realizado por Heleno *et al.* (2011), sobre a dispersão de sementes, os autores constataram que as sementes mais frequentemente dispersadas provieram de bagas que tendem a ser mais atraentes para as aves dispersoras, o que permite que estas plantas apresentem taxas de dispersão superior (Rejmanek & Richardson, 1996). Além disso, as aves são mais propensas a dispersar sementes a partir de bagas do que a partir de frutos com menos sementes, isto porque as bagas produzem muitas sementes, o que aumenta a probabilidade de que algumas sementes serem defecadas intactas (Crawley, 1992).

Nos resultados referentes ao transecto 1 (perpendicular à ribeira), é de notar que houve uma maior dispersão de sementes em classes de distância mais longe da ribeira,

em particular para as espécies *S. aspera*, *O. europaea* var. *sylvestris* e *R. ulmifolius*, que poderá ser devido ao facto de o transecto 1 ter início junto à ribeira e se estender até à matriz florestal, o que proporcionou a recolha de uma grande quantidade de sementes, dispersas por vários tipos de aves, ou seja, de aves que habitam na galeria ripícola, na matriz florestal e na interface entre estas. Tal como discutido por Pereira *et al.* (2014), existe um aumento da riqueza de espécies nas galerias ripícolas, devido à grande heterogeneidade de habitats, o que promove uma maior diversidade de recursos alimentares e a existência de diferentes categorias tróficas, como espécies de aves exclusivamente insetívoras, granívoras e frugívoras. Estes fatores levam a que estas espécies, depois de se alimentarem, voltem ao seu habitat preferencial, como por exemplo a matriz florestal que envolve a galeria ripícola, como é o caso por exemplo das aves granívoras que também dispersam sementes, embora de pequenas dimensões, como foi mencionado anteriormente no estudo de Costa *et al.* (2014).

Nos dados relativos aos transectos 2 e 3, a espécie mais consumida pelas aves foi, uma vez mais, a *S. aspera*, seguida de *O. europaea* var. *sylvestris*. No teste do chi-quadrado aplicado para estes dados, verificou-se que existe uma diferença entre o logaritmo do consumo esperado e do observado de 1,96 para 2,74 para *S. aspera* e de 0,88 para 2,56 para *O. europaea* var. *sylvestris*. Enquanto nos dados relativos às armadilhas para sementes as espécies preferidas foram *S. aspera* e *R. ulmifolius*, sem sequer terem sido recolhidas sementes de *O. europaea* var. *sylvestris*.

Estes resultados podem significar que, por um lado, a área de cobertura das armadilhas para sementes é maior que a dos transectos 2 e 3 (que em conjunto abrangem um comprimento de aproximadamente 200m ao longo da galeria ripícola, enquanto que as armadilhas estão espalhadas por toda a área de estudo). Portanto, os seus resultados podem demonstrar com mais precisão quais as espécies que as aves se alimentam com mais frequência. Por outro lado, ao longo dos transectos 2 e 3 existem em maior abundância *S. aspera* e *O. europaea* var. *sylvestris* do que as restantes espécies, o que poderá influenciar a quantidade de sementes recolhida. Tal sugere que *O. europaea* var. *sylvestris*, também será dispersada muito próximo da planta-mãe, o que reforça o facto de as sementes menores como de *R. ulmifolius* serem dispersadas a maiores distâncias da planta-mãe, como já foi mencionado anteriormente (Levey, 1987; Stanley & Lill, 2002; Stiles & White, 1986).

Num estudo realizado por Rey & Gutierrez (1996) e Spennemann & Allen (1998), mostraram que a dimensão da cavidade bucal das aves é o principal fator limitante da dispersão de *Olea* spp. Ou seja, aves com uma cavidade bucal de menores dimensões apenas debicam o tegumento do fruto, expelindo a semente debaixo da árvore, enquanto as aves com maiores dimensões bucais consomem todo o fruto, incluindo a semente (Rey & Gutierrez, 1996; Spennemann & Allen, 1998), o que está de acordo com o que foi mencionado anteriormente.

Nas armadilhas para sementes e em todos os transectos, não foram recolhidas quaisquer sementes de *A. unedo*. Provavelmente devido à dimensão das suas sementes (com um tamanho médio de 1,5mm) e do fruto, que raramente deve ser consumido da sua totalidade, sendo frequentemente apenas debicado, o que reduz a probabilidade de ingestão das sementes e também a probabilidade serem recolhidas sementes desta espécie nas armadilhas e nos transectos. Portanto, não podemos inferir que não haja dispersão desta espécie, mas sim apenas que não se obtiveram resultados conclusivos. Hammami *et al.* (2005) e Herrera (1995), verificaram que para a frutificação de *A. unedo*, é necessário que haja uma quantidade adequada de precipitação, para que o amadurecimento dos frutos seja bem-sucedido. Por conseguinte, o stresse hídrico é um impedimento para o amadurecimento dos frutos durante o verão (em que no clima Mediterrânico praticamente não ocorre precipitação), o que faz com que a sua frutificação seja mais tardia e os frutos não amadureçam o suficiente para o consumo das aves, no tempo de amostragem deste estudo, o que pode explicar a não dispersão de sementes desta espécie (Herrera, 1995).

#### **4.2. Influência da distância à ribeira e da distância à planta-mãe na dispersão de sementes**

Os resultados deste estudo, sugerem que a dispersão de sementes é particularmente influenciada pela abundância de sementes no local, isto porque foram sempre recolhidas mais sementes e marcadas mais plantas-mãe nas áreas mais próximas da linha de água, que nas mais afastadas (distâncias superiores a 40m). Assim, a comunidade vegetal resultante depende da abundância de plantas-mãe, já que a maioria das aves é consumidora generalista de frutos e dispersam também as espécies com mais abundância de frutos. Carlo & Morales (2008) constataram que a taxa de remoção dos frutos, por parte das aves, aumentou nas áreas onde a abundância de plantas-mãe produtoras de frutos era maior, havendo uma diminuição da distância de dispersão de sementes. Também verificaram que as plantas-mãe mais isoladas, apresentaram distâncias de dispersão superiores em relação às plantas-mãe mais próximas uma das outras (Carlo & Morales, 2008), havendo assim um *feedback* positivo entre a dispersão de sementes em locais com mais abundância de frutos (Aukema & Martínez del Río, 2002).

A dispersão de sementes conduz a um padrão espacial de colonização de plantas, determinante para a estrutura e dinâmica das populações e comunidades vegetais (Tilman & Kareiva, 1997). Estas comunidades, presentes nas galerias ripícolas, exibem um elevado grau de perturbações ambientais, que influencia a ecologia terrestre e aquática do ecossistema e promove uma maior diversidade estrutural e composicional junto à linha de água, relativamente às áreas adjacentes (Gregory *et al.*, 1991).

Nalguns estudos, em que é abordada a distância de dispersão de sementes, (Cain *et al.*, 2000; Carlo *et al.*, 2013; Clarke *et al.*, 1999; Nathan, 2006), as distâncias de dispersão de sementes influenciam muitos aspetos fundamentais da biologia das plantas, incluindo a propagação de espécies invasoras, a diversidade e a dinâmica das comunidades vegetais. No estudo desenvolvido por Carlo *et al.* (2013), previu-se que as sementes seriam desproporcionalmente dispersas a longas distâncias para habitats onde existem plantas-mãe produtoras de frutos, do que para habitats com plantas-mãe sem frutos ou para pastagens e charnecas, isto porque os habitats onde existem frutos carnudos atraem mais dispersores de sementes, vindos de perto ou de longe. Assim, foi utilizado um método de marcação de plantas-mãe com isótopos de 1 a 7, o que permitiu a marcação das sementes com o isótopo  $^{15}\text{N}$  que foram detetadas a distâncias de até 700m (tendo sido considerado no estudo, que uma longa distância  $\geq 150\text{m}$ ) e descobriu-se que as sementes chegam em maiores densidades e a longas distâncias a habitats com plantas-mãe produtoras de frutos (Carlo *et al.*, 2013). Os resultados deste estudo comprovaram as expectativas iniciais, que demonstraram uma desproporcionalidade entre as sementes dispersadas em habitats semelhantes aos das plantas-mãe, o que deve poderá afetar o estabelecimento de sementes e a diversidade genética das comunidades (Carlo *et al.*, 2013). Também apresentou um paradoxo, em que as sementes foram dispersas, muitas vezes, a centenas de metros de distância a partir das plantas-mãe, mas a maioria acabou no mesmo tipo de habitat das plantas-mãe (Carlo *et al.*, 2013).

De facto, nos resultados obtidos nas armadilhas, em que foram detetadas sementes com fluorescência, constatou-se que existe uma grande diferença nas distâncias de dispersão entre a planta-mãe e as armadilhas onde foram recolhidas as sementes, pois as sementes de *Rubus ulmifolius* são dispersas a grandes distâncias, paralelamente à ribeira, ou seja, a dispersão é realizada ao longo da galeria ripícola, no mesmo tipo de habitat que a planta-mãe, tal como é também concluído no artigo de Carlo *et al.* (2013). Foi possível constatar este facto, pois muitas das sementes de *Myrtus communis* e *R. ulmifolius*, com fluorescência, provêm de plantas-mãe a distâncias bem mais elevadas das armadilhas que as restantes espécies estudadas mas, contudo, estas estão localizadas sempre próximas da ribeira. Estas espécies apresentam, assim, maiores distâncias de dispersão em relação às restantes espécies, sendo para *M. communis* uma classe de distância entre os 281m e os 320 m e para *R. ulmifolius* uma distância de dispersão superior a 400m. Como já foi dito, isto poderá ocorrer devido a que espécies com sementes de menores dimensões tenderão a ficar mais tempo no trato intestinal da ave, o que explicaria a grande distância de dispersão entre a planta onde a ave se alimentou e a armadilha onde a semente contida no dejetos foi recolhida. De facto, estudos realizados por Levey & Grajal (1991) e Gardener *et al.* (1993), constataram que o tamanho e o peso de uma semente normalmente determinam a velocidade a que esta passa através do trato digestivo de uma ave, ou seja, sementes de maiores dimensões e/ou mais pesadas, são defecadas num menor espaço de

tempo, que as sementes de menores dimensões e/ou mais leves. Relativamente a espécies como *Smilax aspera*, *Pistacea lentiscus* ou *Olea europaea* var. *sylvestris* que possuem sementes de maiores dimensões, a distância de dispersão das mesmas é menor. Assim, devido ao facto de as aves defecarem logo em seguida a se alimentarem, e como as sementes destas espécies possuem as maiores dimensões das espécies em estudo, estas podem ser eliminadas mais rapidamente do trato intestinal das aves (Traveset *et al.*, 2001a).

Porém poderá haver outra explicação para que *M. communis* e *R. ulmifolius* sejam dispersas tão longe da planta-mãe, que pode ser devido a estes frutos serem consumidos também por aves granívoras, que são mais características da matriz florestal e, por conseguinte, transportarem as sementes a uma maior distância na matriz. Como estudado por Costa *et al.* (2014), não só aves frugívoras mas, também, insetívoras e granívoras podem contribuir para a dispersão de sementes, o que implica que a distância de dispersão seja também influenciada pelo tipo de habitat da espécie de ave consumidora do fruto.

As diferenças no tamanho das sementes entre as espécies estão relacionadas com a produção da semente e as suas características de crescimento (Muller-Landau, 2003). Por isso, num estudo realizado por Wu *et al.* (2015), previu-se uma correlação positiva entre o tamanho da semente e a abundância de plantas nas comunidades naturais. Muitos estudos têm relatado que o tamanho da semente é um fator chave, que influencia a dinâmica das interações interespecíficas e os mecanismos de coexistência nas comunidades vegetais (Coomes & Grubb, 2003; Muller-Landau, 2003; Rees & Westoby, 1997; Rees *et al.*, 2001). Isto é, porque o tamanho da semente pode afetar significativamente a dispersão e germinação de sementes, crescimento de plântulas, sobrevivência e morfologias de plantas (Coomes & Grubb, 2003; Rees *et al.*, 2001), fatores estes que estão fortemente relacionados com a abundância de plantas em muitas comunidades (Fenner & Thompson, 2005; Guo, 2003; Muller-Landau, 2003; Murray & Leishman, 2003). As sementes de maiores dimensões têm uma maior probabilidade de sucesso de germinação que as sementes de menores dimensões, isto porque, as sementes maiores dão origem a plântulas mais robustas, com capacidade de suportarem riscos ambientais, como a falta de água e luz solar (Wu *et al.*, 2015). Assim, de acordo com a literatura, apesar das sementes com maiores dimensões terem uma maior capacidade competitiva (Azcárate *et al.*, 2002; Turnbull *et al.*, 1999), o seu desenvolvimento reduz o número de sementes produzidas no fruto, enquanto espécies com sementes de menores dimensões possuem uma maior taxa de dispersão de sementes e capacidade de colonização (Azcárate *et al.*, 2002; Jakobsson & Eriksson, 2000).

#### 4.3. Considerações em termos de gestão

Com o presente estudo foi possível perceber que com os dois métodos utilizados, as armadilhas para sementes e os transectos, obtiveram-se resultados maioritariamente idênticos, contudo foram detetadas algumas diferenças, que residem essencialmente na área de dispersão que cada método abrange. Enquanto as armadilhas para sementes abrangem toda a área de estudo, os três transectos possuem uma área de estudo mais localizada e limitada. Contudo, são métodos muito utilizados para o estudo de dispersão de sementes, como realizado por Hampe (2004), Lemke *et al.* (2009) e Levey *et al.* (2005), entre outros.

O mecanismo de dispersão de sementes é de extrema importância ecológica, pois influencia o ritmo e o padrão de germinação das plantas, a sua adaptação ao habitat e a coexistência das espécies de fauna e flora (Hurt & Pacala, 1995; Levine & Murrell, 2003; Willson & Traveset, 2000). Como no estudo realizado por Carlo *et al.* (2013), constatou-se que os padrões de dispersão de sementes por aves estão mais orientados para distâncias mais próximas da galeria ripícola, e que vão diminuindo à medida que entramos na matriz florestal. Com os resultados obtidos, foi possível perceber também que as sementes foram dispersas, por vezes a centenas de metros de distância a partir da planta-mãe, mas a maioria das sementes foi dispersada no mesmo tipo de habitat onde se encontrava a planta-mãe, o que também foi constatado por Carlo *et al.* (2013). Desta forma, os dados obtidos neste estudo, em conjunto com estudos da literatura, sugerem que a galeria ripícola apresenta um papel importante, porém limitado, na colonização da matriz adjacente, uma vez que a maioria das sementes é dispersa apenas junto da galeria ripícola.

A dispersão de sementes a longas distâncias é a chave para compreender e prever a capacidade das plantas colonizarem habitats fragmentados e degradados, e destes adquirirem resiliência para enfrentarem as rápidas mudanças climáticas globais, permitindo avaliar e gerir melhor a conectividade ecológica entre as paisagens (Carlo *et al.*, 2013). Este mecanismo tem, também, um importante papel no restauro e conservação de fragmentos de paisagens, pois muitas aves são dependentes destas manchas de habitat para se alimentarem e abrigarem (Moran & Catterall, 2014). A capacidade das plantas dispersarem as suas sementes a longas distâncias, para além de justificar a sua distribuição geográfica atual, é um fator importante que afetará a futura distribuição de muitas espécies sob as alterações em cenários de alterações climáticas (Hampe, 2011). Este trabalho sugere que *Rubus ulmifolius* é a espécie com maior capacidade de colonizar áreas da matriz, a partir da galeria ripícola. De igual forma, e dado que a abundância de sementes na galeria ripícola é um dos fatores principais que determinam a dispersão das diferentes espécies de sementes, poder-se-á pensar em manipular a abundância de plantas de cada espécie de modo a favorecer a dispersão de determinada espécie.

## 5. Investigação futura

Ainda existem várias questões por estudar e discutir relativamente aos padrões de dispersão de sementes por aves e de como este mecanismo influencia profundamente a estrutura de um habitat (Heleno *et al.*, 2011; Nathan & Muller-Landau, 2000).

O próximo passo para a realização de trabalhos sobre dispersão de sementes mais precisos, em comparação com os estudos de campo tradicionais, e com resultados mais pormenorizados será, por exemplo, a utilização de protocolos de ADN-*barcoding*, já aplicado com sucesso por González-Varo *et al.* (2014), em sementes dispersas por aves amostradas no campo. Neste estudo, foi utilizado ADN mitocondrial de 16 espécies de aves, extraído a partir da superfície de sementes regurgitadas ou defecadas, o que permitiu a identificação da espécie de ave frugívora presente cada evento de dispersão. Esta é uma técnica não-invasiva que permite quantificar a frugívoros e a dispersão de sementes, avaliar a contribuição de cada espécie frugívora na dispersão de sementes em diferentes micro habitats e testar se diferentes espécies frugívoras selecionam diferentes tamanhos frutos e/ou sementes (González-Varo *et al.*, 2014), o que permite que haja uma constatação de estudos anteriormente realizados relativamente à preferência das aves por frutos e/ou sementes de maiores ou menores dimensões.

Além disso, esta técnica combinada com a identificação genética da planta-mãe de cada semente (Godoy & Jordano, 2001; Jordano *et al.*, 2007), permitem uma caracterização completa do processo de dispersão de qualquer espécie, permitindo saber não só a identificação das plantas-mãe das sementes dispersas, como também as espécies frugívoras que contribuíram para cada evento de dispersão das sementes (González-Varo *et al.*, 2014).

A medição das distâncias de dispersão também é uma importante componente que pode ser determinada através de métodos que permitem a estimativa direta da dispersão total Kernel (Nathan, 2007), permitindo prever e modular o mecanismo ecológico da dispersão, nomeadamente os padrões de *seed-rain*, as dinâmicas das comunidades vegetais e a contribuição dos vários dispersores no ecossistema (Clark *et al.*, 1999).

O estudo dos padrões de dispersão de sementes usando marcadores genéticos para determinar a origem das sementes dispersadas (Wang & Smith, 2002), documentando a variação na deposição de sementes e a distância de dispersão das mesmas, relativamente à densidade de sementes dispersas, está entre os estudos mais pertinentes e necessários para a consolidação de conhecimentos e descoberta de novos dados sobre este mecanismo (Nathan & Muller-Landau, 2000; Ouborg, 1999).

## 6. Referências bibliográficas

- Aguilar C., Ferreira T., Moreira S., Albuquerque A. 2000. Riparian types on a Mediterranean basin. *Aspects of Applied Biology*, 58, 221-232.
- Aukema J. & Martínez del Río C. 2002. Where does a fruit-eating bird deposit mistletoe seeds? Seed deposition patterns and an experiment. *Ecology*, 83, 3489-3496.
- Azcárate F., Sánchez A., Arqueros L., Peco B. 2002. Abundance and habitat segregation in Mediterranean grassland species: the importance of seed weight. *Journal of Vegetation Science*, 13, 159-166.
- Bartuszevige A. & Gorchov D. 2006. Avian seed dispersal of an invasive shrub. *Biological Invasions*, 8 (5), 1013-1022.
- Belmar O., Bruno D., Martínez-Capel F., Barquín J., Velasco J. 2013. Effects of flow regime alteration on fluvial habitats and riparian quality semiarid Mediterranean basin. *Ecological Indicators*, 30, 52-64.
- Borsato A. & Feiden A. 2011. Biodiversidade funcional e as plantas medicinais, aromáticas e condimentares. Embrapa.
- Brooker L., Brooker M., Cale P. 1999. Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use, and dispersal mortality. *Conservation Ecology*, 3 (1).
- Cain M., Milligan B., Strand A. 2000. Long-distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany*, 87(9), 1217-1227.
- Carlo T. & Morales J. 2008. Inequalities in fruit-removal and seed dispersal: consequences of bird behaviour, neighbourhood density and landscape aggregation. *Journal of Ecology*, 96, 609-618.
- Carlo T., García D., Martínez D., Gleditsch J., Morales J. 2013. Where do seeds go when they go far? Distance and directionality of avian seed dispersal in heterogeneous landscapes. *Ecology*, 94 (2), 301-307.
- Clark J., Silman M., Kern R., Macklin E., Hilleris-Lambers J. 1999. Seed dispersal near and far: patterns across temperate and tropical forests. *Ecology*, 80, 1475-1494.
- Coomes D. & Grubb P. 2003. Colonization, tolerance, competition and seed-size variation within functional groups. *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 283-291.



Corbacho C., Sánchez J., Costillo E. 2003. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, (2-3), 495-507.

Costa J., Ramos J., Silva L., Timoteo S., Araújo P., Felgueiras M., Rosa A., Matos C., Encarnação P., Tenreiro P., Heleno R. 2014. Endozoochory largely outweighs epizoochory in migrating passerines. *Journal of Avian Biology*, 45, 59-64.

Crawley M. 1992. Seed predators and plant population dynamics. *The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. CABI Publishing. Wallingford, Reino Unido.

Crawley M. 2000. Seed predators and plant population dynamics. *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. CABI Publishing. Wallingford, Reino Unido.

Cruz J., Ramos J., Silva L., Tenreiro P., Heleno R. 2013. Seed dispersal networks in an urban novel ecosystem. *European Journal of Forest Research*.

Debussche M., & Isenmann P. 1992. A Mediterranean bird disperser assemblage: composition and phenology in relation to fruit availability. *Revue D Ecologie (Terre Vie)*, 47, 411-432.

Espírito-Santo D., Arsénio P., Bingre P., Silveira M., Moreira I. 2000. Conservation and restoration of riparian vegetation in South Portugal. *Aspects of Applied Biology*, 58, 241-248.

Fabião A. & Fabião A. 2007. Os ecossistemas ribeirinhos.

Fenner M. & Thompson K. 2005. *The ecology of seeds*. Universidade de Cambridge Press. Cambridge, Reino Unido.

Ferreira D. 2001. Evolução da paisagem de montado no Alentejo interior ao longo do século XX: dinâmica e incidências ambientais. *Finisterra*, XXXVI, 72, 179-193.

Ferreira M. & Aguiar F. 2006. Riparian and aquatic vegetation in Mediterranean-type streams (western Iberia). *Limnetica*, 25 (1-2), 411-424.

Fleming T. & Kress W. 2013. *The Ornaments of Life*. Universidade de Chicago Press. Chicago, Estados Unidos da América.

Fuentes M. 1994. Diets of fruit-eating birds: what are the causes of interspecific differences? *Oecologia*, 97, 134-142.

Gardener C., McIvor J., & Janzen A. 1993. Passage of legume and grass seeds through the digestive tract of cattle and their survival in faeces. *Journal of Applied Ecology*, 30 (1), 63-74.

- Gasith A. & Resh V. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30, 51-81.
- Geraldes A. & Teixeira A. 2010. Manual de Boas Práticas em Espaços Verdes. Câmara Municipal de Bragança.
- Godoy J. A. & Jordano P. 2001. Seed dispersal by animals: exact identification of source trees with endocarp DNA microsatellites. *Molecular Ecology*, 10, 2275-2283.
- González-Varo J., Arroyo J., Jordano P. 2014. Who dispersed the seeds? The use of DNA barcoding in frugivory and seed dispersal studies. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 806-814.
- Gregory S., Swanson F., Mckee A., Cummins K. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*, 41 (8), 540-551.
- Grünwald C., Breitbach N., Böhning-Gaese K. 2010. Tree visitation and seed dispersal of wild cherries by terrestrial mammals along a human land-use gradient. *Basic and Applied Ecology*, 11, 532-541.
- Guo Q. 2003. Plant abundance: the measurement and relationship with seed size. *Oikos*, 101, 639-642.
- Hammami I., Jellali M., Ksontini M., Rejeb M. 2005. Propagation of the Strawberry Tree Through Seed (*Arbutus unedo*). *International Journal of Agriculture & Biology*, 7(3), 457-459.
- Hampe A. 2004. Extensive hydrochory uncouples spatiotemporal patterns of seedfall and seedling recruitment in a “bird-dispersed” riparian tree. *Journal of Ecology*, 92, 797-807.
- Hampe A. 2011. Plants on the move: The role of seed dispersal and initial population establishment for climate-driven range expansions. *Acta Oecologica*, 37, 666-673.
- Heleno R., Ross G., Everard A., Memmott J., Ramos J. 2011. The role of avian ‘seed predators’ as seed dispersers. *Ibis*, 153, 199-203.
- Herrera C. 1981a. Fruit variation and competition for dispersers in natural populations of *Smilax aspera*. *Oikos*, 36, 51-58.
- Herrera C. 1981b. Fruit food of Robins wintering in southern Spanish Mediterranean scrubland. *Bird Study*, 28(2), 115-122.
- Herrera C. 1984a. Adaptation to frugivory of Mediterranean avian seed dispersers. *Ecology*, 65 (2), 609-617.

Herrera C. 1984b. A study of avian frugivores, bird-dispersed plants, and their interaction in Mediterranean scrublands. *Ecological Monographs*, 54 (1), 1-23.

Herrera C. 1995. Plant-Vertebrate seed dispersal systems in the Mediterranean: Ecological, Evolutionary, and Historical Determinants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 26, 705-727.

Herrera J. & García D. 2008. The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: Being alone is not always so sad. *Biological Conservation*, 142, 149-158.

Herrera C. & Pellmyr O. 2002. *Plant-Animal interactions: An Evolutionary Approach*. Blackwell Science Ltd.

Herrera J., Teixeira I., Rodríguez-Pérez J., Mira A. 2015. Landscape structure shapes carnivore-mediated seed dispersal kernels. *Landscape Ecology*.

Howe H. 1993. Specialized and generalized dispersal systems: where does 'the paradigm' stand? *Vegetatio*, 107/108, 3-13.

Howe H. & Miriti M. 2004. When Seed Dispersal Matters. *BioScience*, 54 (7), 651-660.

Hurt G. & Pacala S. 1995. The consequences of recruitment limitation: reconciling chance, history and competitive differences between plants. *Journal of Theoretical Biology*, 176, 1-12.

Jakobsson A. & Eriksson O. 2000. A comparative study of seed number, seed size, seedling size and recruitment in grassland plants. *Oikos*, 88, 494-502.

Jansson R., Nilsson C., Renofalt B. 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology*, 81 (4), 899-903.

Johansson M., Nilsson C., Nilsson E. 1996. Do rivers function as corridors for plant dispersal? *Journal of Vegetation Science*, 7 (4), 593-598.

Jordano P. 1984. Seed weight variation and differential avian dispersal in blackberries *Rubus ulmifolius*. *Oikos*, 43 (2), 149-153.

Jordano P. 1986. Frugivory, external morphology and digestive system in Mediterranean sylviid warblers *Sylvia* spp. *Ibis*, 129, 175-189.

Jordano P., García C., Godoy J., García-Castaño J. 2007. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 104, 3278-3282.

Klapproth J. & Johnson J. 2009. *Understanding the Science Behind Riparian Forest Buffers: Effects on Plant and Animal Communities*. Virginia Cooperative Extension. Universidade Estatal da Virgínia. Virgínia, Estados Unidos da América.

- Komor C. & Magner J. 1996. Nitrate in groundwater and water sources used by riparian trees in an agricultural watershed: a chemical and isotopic investigation in southern Minnesota. *Water Resources Research*, 32, 1039-1050.
- Lavorel S. 1999. Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. *Diversity and Distributions*, 5 (1/2), 3-13.
- Lehmann E. & D'Abrera H. 2006. *Nonparametrics: statistical methods based on ranks*. Springer.
- Lemke A., Lippe M., Kowarik I. 2009. New opportunities for an old method: using fluorescent colours to measure seed dispersal. *Journal of Applied Ecology*, 46, 1122-1128.
- Levey D. 1987. Seed size and fruit-handling techniques of avian frugivores. *American Naturalist*, 129, 471-485.
- Levey D., Bolker B, Tewksbury J., Sargent S., Haddad N. 2005. Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. *Science*, 309, 146-148.
- Levey D. & Grajal A. 1991. Evolutionary implications of fruit-processing limitations in cedar waxwings. *The American Naturalist*, 138 (1), 171-189.
- Levey D. & Sargent S. 2000. A simple method for tracking vertebrate-dispersed seeds. *Ecology*, 81, 267-274.
- Levine J. & Murrell D. 2003. The community-level consequences of seed dispersal patterns. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 549-574.
- Machtans C., Villard M., Hannon S. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology*, 10 (5), 1366-1379.
- Magdaleno F. & Fernández-Yuste J. 2013. Evolution of the riparian forest corridor in a large Mediterranean river system. *Versita, Riparian Ecology and Conservation*, 36-45.
- Martínez del Rio C. & Restrepo C. 1993. Ecological and behavioral consequences of digestion in frugivorous animals. *Vegetatio*, 107/108, 205-216.
- Merritt D., Scott M., Poff L., Auble G., Lytle D. 2010. Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. *Freshwater Biology*, 55 (1), 206-225.
- Mitra-Nature: Biodiversidade da Herdade da Mitra. 2014. Instituto de Ciência Agrárias e Ambientais Mediterrânicas - Ecosystem Functioning and Conservation Group, Universidade de Évora. [www-mitra-nature.uevora.pt](http://www-mitra-nature.uevora.pt). Consulta efetuada em 28-01-2016.

- Molina J., Pertíñez C., Díez A., Casermeiro M. 2004. Vegetation composition and zonation of a Mediterranean braided river floodplain. *Belgian Journal of Botany*, 137 (2), 140-154.
- Moran C. & Catterall C. 2014. Responses of seed-dispersing birds to amount of rainforest in the landscape around fragments. *Conservation Biology*, 0 (0), 1-10.
- Muller-Landau H. 2003. Seeds of understanding of plant diversity-traits important to competitive ability are variable and subject to evolutionary change. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 100, 1469-1471.
- Murray B. & Leishman M. 2003. On the relationship between seed mass and species abundance in plant communities. *Oikos*, 101, 643-645.
- Naiman R, Décamps H, McClain M. 2005. *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier Academic Press.
- Naiman R., Décamps H., Pollock M. 1993. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecological Applications*, 3 (2), 209-212.
- Naiman R. & Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 28, 621-58.
- Nathan R. & Muller-Landau H. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution*, 15 (7), 278-285.
- Nathan R. 2006. Long-distance dispersal of plants. *Science*, 313, 786-789.
- Nathan R. 2007. Total dispersal kernels and the evaluation of diversity and similarity in complex dispersal systems. *Seed Dispersal: Theory and its Application in A Changing World*, 252-276.
- Nel L., Reyers B., Roux D., Cowling R. 2009. Expanding protected areas beyond their terrestrial comfort zone: identifying spatial options for river conservation. *Biology Conservation*, 142, 1605-1616.
- Nilsson C. & Svedmark M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management*, 30 (4), 468-480.
- Ouborg N. 1999. Population genetics, molecular markers and the study of dispersal in plants. *Journal of Ecology*, 87, 551-568.
- Peredo A., Martínez D., Rodríguez-Pérez J., García D. 2013. Mammalian seed dispersal in Cantabrian woodland pastures: Network structure and response to forest loss. *Basic and Applied Ecology*, 14, 378-386.

- Pereira P., Godinho C., Gomes M., Rabaça J.E. 2014. The importance of the surroundings: are bird communities of riparian galleries influenced by agroforestry matrices in SW Iberian Peninsula? *Annals of Forest Science*, 71 (1), 33-41.
- Pereira P., Godinho C., Roque I., Rabaça J.E. 2015. O montado e as aves - boas práticas para uma gestão sustentável. LabOr, ICAAM, Universidade de Évora.
- Pinay G., Fabre A., Vernier P., Gazelle F. 1992. Control of C, N, and P distribution in soils of riparian forest. *Landscape Ecology*, 6, 121-132.
- Pinto-Correia T. & Mascarenhas J. 1999. Contribution to the extensification/intensification debate: new trends in the Portuguese montado. *Landscape and Urban Planning*, 46, 125-131.
- Pinto-Correia T., Ribeiro T., Sá-Sousa P. 2011. Introducing the 'montado', the cork and holm oak agroforestry system of Southern Portugal. *Agroforestry System*, 82 (2), 99-104.
- Rees M., Condit R., Crawley M., Pacala S., Tilman D. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. *Science*, 293, 650-655.
- Rees M. & Westoby M. 1997. Game-theoretical evolution of seed mass in multi-species ecological models. *Oikos*, 78, 116-126.
- Rejmanek M. & Richardson D. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, 77, 1655-1661.
- Rey P. & Gutierrez J. 1996. Pecking of olives by frugivorous birds: a shift in feeding behaviour to overcome gape limitation. *Journal of Avian Biology*, 27, 327-333.
- Rodewald A. & Bakermans M. 2006. What is the appropriate paradigm for riparian forest conservation? *Biological Conservation*, 128 (2), 193-200.
- Rodríguez-Pérez J., Riera N., Traveset A. 2005. Effect of seed passage through birds and lizards in emergence rate of mediterranean species: differences between natural and controlled conditions. *Functional Ecology*, 19, 699-706.
- Rosalino L., Rosa S., Santos-Reis M. 2010. The role of carnivores as Mediterranean seed dispersers. *Annales Zoologici Fennici*, 47, 195-205.
- Saab V. 1999. The importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecological Applications*, 9 (1), 135-151.
- Sabater F., Butturini A., Martí E., Muñoz I., Romaní A., Wray J., Sabater S. 2000. Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 9 (4), 609-620.

- Sabo J., Sponseller R., Dixon M., Gade K., Harms T., Hefferman J., Jani A., Katz G., Soykan C., Watts J., Welter J. 2005. Riparian zones increase regional species richness by harbouring different, not more, species. *Ecology Letters*, 86, 56-62.
- Salinas J. & Casas J. 2007. Riparian vegetation of two semi-arid Mediterranean rivers: basin-scale responses of woody and herbaceous plants to environmental gradients. *Wetlands*, 27 (4), 831-845.
- Santos M. 2010. Encroachment of upland Mediterranean plant species in riparian ecosystems of southern Portugal. *Biodiversity and Conservation*, 19, 2667-2684.
- Schupp E. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio*, 107/108, 15-29.
- Spennemann D. & Allen R. 1998. The spread of Olives (*Olea* sp.) on Wagga Wagga Campus. Distance, rate and vectors of seed dispersal. Nathan Cobb's Laboratory Conservation & Interpretation Project, Universidade de Charles Sturt. Bathurst, Austrália.
- Stanley M. & Lill A. 2002. Importance of seed ingestion to avian frugivore: an experimental approach to fruit choice based on seed loan. *The Auk*, 119 (1), 175-184.
- Stiles E. & White D. 1986. Seed deposition patterns: Influence of season, nutrients, and vegetation. *Frugivores and Seed Dispersal*, 15, 45-54.
- Tabacchi E., Correll D., Hauer R., Pinay G., Planty-Tabacchi A., Wissmar R. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the landscape. *Freshwater Biology*, 40 (3), 497-516.
- Tellería J., Ramírez Á., Pérez-Tris J. 2005. Conservation of seed-dispersing migrant birds in Mediterranean habitats: shedding light on patterns to preserve processes. *Biological Conservation*, 124, 493-502.
- Tewksbury J., Levey D., Haddad N., Sargent S., Orrock J., Weldon A., Danielson B., Brinkerhoff J., Damschen E., Townsend P. 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99 (20), 12923-12926.
- Tilman D. & Kareiva P. 1997. *Spatial Ecology: The Role of Space in Population Dynamics and Interspecific Interactions*, Universidade de Princeton Press. Princeton, Estados Unidos da América
- Traveset A., Riera N., Mas R. 2001a. Ecology of fruit-colour polymorphism in *Myrtus communis* and differential effects of birds and mammals on seed germination and seedling growth. *Journal of Ecology*, 89, 749-760.

- Traveset A., Riera N., Mas R. 2001b. Passage through bird guts causes interspecific differences in seed germination characteristics. *Functional Ecology*, 15, 669-675.
- Turnbull L., Rees M., Crawley M. 1999. Seed mass and the competition/colonization trade-off: a sowing experiment. *Journal of Ecology*, 87, 899-912.
- Verdú M. & García-Fayos P. 2000. The effect of deceptive fruits on predispersal seed predation by birds in *Pistacia lentiscus*. *Plant Ecology*, 00, 1-4.
- Wang B. & Smith T. 2002. Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(8), 379-385.
- Wilson M., Rice B., Westoby M. 1990. Seed dispersal spectra: a comparison of temperate plant communities. *Journal of Vegetation Science*, 1 (4), 547-562.
- Wilson M. & Traveset A. 2000. The ecology of seed dispersal. *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. CAB International, Wallingford, Reino Unido.
- Wu G., Shang Z., Zhu Y., Ding L., Wang D. 2015. Species-abundance-seed size patterns within a plant community affected by grazing disturbance. *Ecological Applications*, 25 (3), 848-855.
- Zamora R. & Matías L. 2014. Seed dispersers, seed predators, and browsers act synergistically as biotic filters in a mosaic landscape. *PLoS ONE*, 9 (9), 1-8.



## 7. Anexos

Tabela 1 - Abundância de frutos

Espécies	Classes de distâncias (m)		
	0-40	41-80	>80
<i>Smilax aspera</i>	2801	963	0
<i>Pistacea lentiscus</i>	42858	1000	0
<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	617	0	10
<i>Myrtus communis</i>	446	162	175
<i>Rubus ulmifolius</i>	404	0	0
<i>Arbutus unedo</i>	177	50	48

Tabela 2 - Abundância de sementes

Espécies	Classes de distâncias (m)		
	0-40	41-80	>80
<i>Smilax aspera</i>	5602	1926	0
<i>Pistacea lentiscus</i>	42858	1000	0
<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	617	0	10
<i>Myrtus communis</i>	2230	810	875
<i>Rubus ulmifolius</i>	14948	0	0
<i>Arbutus unedo</i>	8496	2400	2304

Tabela 3 - Total de sementes recolhidas nas armadilhas

Espécies	Classes de distâncias (m)		
	0-40	41-80	>80
<i>Smilax aspera</i>	322	92	5
<i>Pistacea lentiscus</i>	161	7	1
<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	57	13	4
<i>Myrtus communis</i>	94	5	7
<i>Rubus ulmifolius</i>	44	0	0
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	0

Tabela 4 - Percentagem de abundância e dispersão de sementes

	Classes de distâncias (m)					
	0-40		41-80		>80	
Espécies	Abundância	Dispersão	Abundância	Dispersão	Abundância	Dispersão
<i>Smilax aspera</i>	74%	77%	26%	22%	0%	1%
<i>Pistacea lentiscus</i>	98%	95%	2%	4%	0%	1%
<i>Olea europaea</i> var. <i>sylvestris</i>	98%	77%	0%	18%	2%	5%
<i>Myrtus communis</i>	57%	89%	21%	5%	22%	7%
<i>Rubus ulmifolius</i>	100%	100%	0%	0%	0%	0%
<i>Arbutus unedo</i>	64%	0%	18%	0%	18%	0%

Tabela 5 - Número de sementes recolhidas no transecto 1

Espécies	Classes de distância (m)				
	0-40	41-80	81-120	121-160	>160
<i>Smilax aspera</i>	157	17	10	13	37
<i>Pistacea lentiscus</i>	1	0	0	0	0
<i>Olea europaea</i> var. <i>sylvestris</i>	73	8	16	7	30
<i>Myrtus communis</i>	9	0	0	0	0
<i>Rubus ulmifolius</i>	14	0	0	0	5
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	0	0	0

Tabela 6 - Percentagem de sementes recolhidas no transecto 1

Espécies	Classes de distância (m)				
	0-40	41-80	81-120	121-160	>160
<i>Smilax aspera</i>	67%	7%	4%	6%	16%
<i>Pistacea lentiscus</i>	100%	0	0	0	0
<i>Olea europaea</i> var. <i>sylvestris</i>	55%	6%	12%	5%	22%
<i>Myrtus communis</i>	100%	0	0	0	0
<i>Rubus ulmifolius</i>	74%	0	0	0	26%
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	0	0	0

Tabela 7 - Número de sementes recolhidas no transecto 2, abundância de frutos e abundância de sementes

<b>Espécies</b>	<b>Número de sementes</b>	<b>Abundância de frutos</b>	<b>Abundância de sementes</b>
<i>Smilax aspera</i>	555	3764	7528
<i>Pistacea lentiscus</i>	3	43858	43858
<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	360	627	627
<i>Myrtus communis</i>	59	783	3915
<i>Rubus ulmifolius</i>	34	404	14948
<i>Arbustus unedo</i>	0	275	13200

Tabela 8 - Percentagem de sementes recolhidas no transecto 2 e de abundância de sementes

	<i>Smilax aspera</i>	<i>Pistacea lentiscus</i>	<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	<i>Myrtus communis</i>	<i>Rubus ulmifolius</i>	<i>Arbustus unedo</i>
Abundância de sementes	9%	52%	1%	5%	18%	15%
Sementes dispersadas	55%	0%	36%	6%	3%	0%

Tabela 9 - Número de sementes recolhidas no transecto 3, abundância de frutos e abundância de sementes

<b>Espécies</b>	<b>Número de sementes</b>	<b>Abundância de frutos</b>	<b>Abundância de sementes</b>
<i>Smilax aspera</i>	188	3764	7528
<i>Pistacea lentiscus</i>	9	43858	43858
<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	115	627	627
<i>Myrtus communis</i>	34	783	3915
<i>Rubus ulmifolius</i>	52	404	14948
<i>Arbustus unedo</i>	0	275	13200

Tabela 10 - Tabela 8 - Percentagem de sementes recolhidas no transecto 3 e de abundância de sementes

	<i>Smilax aspera</i>	<i>Pistacea lentiscus</i>	<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	<i>Myrtus communis</i>	<i>Rubus ulmifolius</i>	<i>Arbustus unedo</i>
Abundância de sementes	9%	52%	1%	5%	18%	15%
Sementes dispersadas	47%	2%	29%	9%	13%	0%

Tabela 11 - Número de sementes com fluorescência dispersas entre as armadilhas de sementes e as plantas-mãe marcadas com fluorescência

Espécies	Distância entre as armadilhas para sementes e as plantas-mãe (m)										
	0-40	41-80	81-120	121-160	161-200	201-240	241-280	281-320	321-360	361-400	>400
<i>Smilax aspera</i>	58	3	4	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Pistacea lentiscus</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Olea europaea var.sylvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrtus communis</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Rubus ulmifolius</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 12 - Percentagem de sementes com fluorescência dispersas entre as armadilhas de sementes e as plantas-mãe marcadas com fluorescência

Espécies	Distância entre as armadilhas para sementes e as plantas-mãe (m)										
	0-40	41-80	81-120	121-160	161-200	201-240	241-280	281-320	321-360	361-400	>400
<i>Smilax aspera</i>	87%	5%	6%	0%	1%	0%	0%	0%	1%	0%	0%
<i>Pistacea lentiscus</i>	25%	25%	25%	25%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
<i>Olea europaea var.sylvestris</i>	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
<i>Myrtus communis</i>	50%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	50%	0%	0%	0%
<i>Rubus ulmifolius</i>	10%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	45%	45%
<i>Arbutus unedo</i>	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

Tabela 13 - Número de sementes dispersadas pelas plantas-mãe marcadas e total de plantas-mãe marcadas com fluorescência; em cada classe de distância a coluna do lado esquerdo representa o número de sementes com fluorescência e a coluna do lado direito representa a totalidade de plantas-mãe marcadas com fluorescência

Espécies	Classes de distâncias das plantas-mãe em relação à ribeira (m)											
	0-10		11-20		21-30		31-40		41-50		> 50	
<i>Smilax aspera</i>	0	0	1	6	3	5	58	8	5	2	0	2
<i>Pistacea lentiscus</i>	0	0	4	9	0	6	0	0	0	0	0	0
<i>Olea europaea var.sylvestris</i>	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Myrtus communis</i>	0	0	1	3	1	1	0	1	0	0	0	0
<i>Rubus ulmifolius</i>	12	5	0	1	0	0	10	1	0	0	0	0
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 14 - Percentagem de sementes dispersadas pelas plantas-mãe marcadas e total de plantas-mãe marcadas com fluorescência; em cada classe de distância a coluna do lado esquerdo representa as plantas-mãe onde foram consumidos os frutos com fluorescência e a coluna do lado direito representa a totalidade de plantas-mãe marcadas com fluorescência

Espécies	Classes de distâncias das plantas-mãe em relação à ribeira (m)											
	0-10		11-20		21-30		31-40		41-50		> 50	
<i>Smilax aspera</i>	0	0	2%	27%	4%	23%	87%	36%	7%	9%	0	5%
<i>Pistacea lentiscus</i>	0	0	100%	60%	0	30%	0	0	0	0	0	0
<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	0	0	0	75%	0	25%	0	0	0	0	0	0
<i>Myrtus communis</i>	0	0	50%	60%	50%	20%	0	20%	0	0	0	0
<i>Rubus ulmifolius</i>	55%	72%	0	14%	0	0	45%	14%	0	0	0	0
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 15 - Número de sementes consumidas pelas aves com fluorescência

Fluorescência	<i>Smilax aspera</i>	<i>Pistacea lentiscus</i>	<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	<i>Myrtus communis</i>	<i>Rubus ulmifolius</i>	<i>Arbutus unedo</i>
Amarela	52	0	0	0	0	0
Azul	0	0	0	1	0	0
Cor-de-laranja	1	0	0	0	12	0
Cor-de-rosa	11	4	0	1	0	0
Verde	0	0	0	0	0	0
Vermelha	3	0	0	0	10	0

Tabela 16 - Número de sementes marcadas com fluorescência

Fluorescência	<i>Smilax aspera</i>	<i>Pistacea lentiscus</i>	<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	<i>Myrtus communis</i>	<i>Rubus ulmifolius</i>	<i>Arbutus unedo</i>
Amarela	324	3140	30	300	370	528
Azul	520	5600	0	125	2775	1056
Cor-de-laranja	1600	3000	46	240	3700	0
Cor-de-rosa	1420	4500	160	0	6290	2160
Verde	1400	2500	0	0	0	1056
Vermelha	1034	5600	6	175	3700	0

Tabela 17 - Percentagem de sementes marcadas com fluorescência e destas as que foram consumidas pelas aves

	<i>Smilax aspera</i>	<i>Pistacea lentiscus</i>	<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	<i>Myrtus communis</i>	<i>Rubus ulmifolius</i>	<i>Arbutus unedo</i>
<b>Sementes marcadas (53355)</b>	12%	45%	0%	2%	32%	9%
<b>Sementes consumidas (95)</b>	71%	4%	0%	2%	23%	0%

Tabela 18 - Número de sementes recolhidas com fluorescência nos transectos 1, 2 e 3

<b>Fluorescência</b>	<i>Smilax aspera</i>	<i>Pistacea lentiscus</i>	<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	<i>Myrtus communis</i>	<i>Rubus ulmifolius</i>	<i>Arbutus unedo</i>
Amarela	1	0	1	0	1	0
Azul	0	0	0	0	0	0
Cor-de-laranja	2	0	2	0	0	0
Cor-de-rosa	4	1	0	0	0	0
Verde	0	0	0	0	0	0
Vermelha	0	0	1	0	0	0

Tabela 19 - Teste do chi-quadrado, aplicado aos dados do transecto 2

Frequências observadas vs. esperadas (sementes dispersas e distância ribeira e abundância)				
Chi-Square = 19661,42 df = 5 p < 0,000000				
	<b>observado</b>	<b>esperado</b>	<b>O - E</b>	<b>(O-E)**2/E</b>
<i>Smilax aspera</i>	555,000	90,523	464,477	2383,25
<i>Pistacea lentiscus</i>	3,000	527,385	-524,385	521,40
<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	360,000	7,540	352,460	16476,85
<i>Myrtus communis</i>	59,000	47,077	11,923	3,02
<i>Rubus ulmifolius</i>	34,000	179,747	-145,747	118,18
<i>Arbutus unedo</i>	0,000	158,728	-158,728	158,73
<b>Sum</b>	1011,000	1011,000	0,000	19661,42

Tabela 20 - Teste do chi-quadrado, aplicado aos dados do transecto 3

Frequências observadas vs. esperadas (sementes dispersas e distância ribeira e abundância)				
Chi-Square = 5150,493 df = 5 p < 0,000000				
	<b>observado</b>	<b>esperado</b>	<b>O - E</b>	<b>(O-E)**2/E</b>
<i>Smilax aspera</i>	188,0000	35,6361	152,364	651,438
<i>Pistacea lentiscus</i>	9,0000	207,6155	-198,616	190,006
<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	115,0000	2,9681	112,032	4228,680
<i>Myrtus communis</i>	34,0000	18,5329	15,467	12,909
<i>Rubus ulmifolius</i>	52,0000	70,7610	-18,761	4,974
<i>Arbustus unedo</i>	0,0000	62,4863	-62,486	62,486
<b>Sum</b>	398,0000	398,0000	0,000	5150,493